



**Titre:** Évaluation des impacts de l'utilisation des terres en analyse du cycle de vie: caractérisation axée sur la qualité des sols

Title: cycle de vie: caractérisation axée sur la qualité des sols

**Auteur:** Hala Rosie Saad

Author:

**Date:** 2010

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Saad, H. R. (2010). Évaluation des impacts de l'utilisation des terres en analyse du cycle de vie: caractérisation axée sur la qualité des sols [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/324/>

Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**

Open Access document in PolyPublie

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/324/>

PolyPublie URL:

**Directeurs de recherche:** Louise Deschênes, & Manuele Margni

Advisors:

**Programme:** Génie chimique

Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DES IMPACTS DE L'UTILISATION DES TERRES EN  
ANALYSE DU CYCLE DE VIE: CARACTÉRISATION AXÉE SUR LA  
QUALITÉ DES SOLS

HALA ROSIE SAAD

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION  
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES  
(GÉNIE CHIMIQUE)

JUIN 2010

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

ÉVALUATION DES IMPACTS DE L'UTILISATION DES TERRES EN ANALYSE DU  
CYCLE DE VIE: CARACTÉRISATION AXÉE SUR LA QUALITÉ DES SOLS

présenté par : SAAD Hala Rosie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. FAVIS Basil, Ph. D., président

Mme DESCHÊNES Louise, Ph. D., membre et directrice de recherche

M. MARGNI Manuele, D.Sc., membre et codirecteur de recherche

M. LESAGE Pascal, Ph. D, membre

## DÉDICACE

*À Maguy, Georges, Richard, Hani et Hady,  
Pour votre patience et votre soutien*

*À Oli,  
Parce que les mots ne seront jamais suffisants ...*

*À Justine,  
Pour qui la recherche était une vraie passion*

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de recherche Louise Deschênes et mon codirecteur Manuele Margni pour m'avoir accordé leur confiance et permis de réaliser cette étude. Leur soutien, leur disponibilité et surtout leurs conseils judicieux ont été plus qu'appréciés tout au long de ce projet.

J'aimerais également remercier toute l'équipe de LBP de l'Université de Stuttgart ainsi que celle de NSSI de l'ETH de Zürich pour leur accueil chaleureux pendant mon stage. Les discussions nombreuses que j'ai eues particulièrement avec Bastian Wittstock, Tabea Beck, Jan Paul Linder, Thomas Koellner et tous ceux qui ont collaboré de près et de loin ont permis de mener à terme plusieurs idées et réflexions sur le sujet.

Un merci spécial à Valérie Bécaert, qui m'a fortement encouragée à poursuivre mes études au deuxième cycle.

Un grand merci Sandra Estrela pour les corrections de l'anglais de toute dernière minute et sa formidable joie de vivre.

Je remercie aussi toute l'équipe du CIRAIG, amis et collègues pour tous ces bons moments passés, leur enthousiasme contagieux et tout simplement leur écoute.

Enfin, merci aux partenaires de la Chaire internationale en analyse du cycle de vie pour leur soutien financier : Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco Entreprises Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson & Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, Rio Tinto Alcan, RONA, SAQ, Total et Veolia Environnement.

## RÉSUMÉ

Les mécanismes à la base d'une détérioration de la qualité de l'environnement naturel sont majoritairement d'origine anthropique. Bien qu'elles ne soient pas intentionnelles, les conséquences de cette emprise humaine sont nombreuses sur les écosystèmes naturels et leur durabilité. Compte tenu de son rôle central et complexe, le sol est essentiel au maintien du fonctionnement des écosystèmes terrestres puisqu'il assure de multiples fonctions fondamentales. Sa qualité écologique est donc déterminante.

Fondée sur une approche holistique, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil de prise de décision qui permet de quantifier différents impacts environnementaux potentiels en considérant l'ensemble des étapes du cycle de vie d'un produit. Il est bien établi que l'exploitation des terres engendre des impacts sur la biodiversité et est une source primaire de dégradation des sols affectant leur qualité écologique. Pourtant, les méthodes d'évaluation des impacts en ACV les comptabilisent de manière sommaire. Les approches publiées sont plutôt orientées vers les impacts sur la biodiversité ou encore vers une seule fonction écologique fournie par le sol, sa capacité productive. De plus, sur le plan spatial, la régionalisation des impacts qui varient selon les conditions de l'emplacement où l'intervention a lieu n'est pas pleinement explorée. Développés pour un contexte européen, les facteurs de caractérisation (FCs) disponibles sont généralement génériques et ne tiennent pas compte de la différenciation spatiale. La portée géographique des résultats obtenus en ACV pour la caractérisation des impacts de l'utilisation des terres peut donc être jugée insuffisante ce qui remet en question leur crédibilité, surtout pour un contexte canadien qui s'étend sur de nombreuses zones écologiques différentes.

L'hypothèse de recherche sur laquelle se base ce projet est: *L'adoption d'un modèle spatialisé permet de discriminer la variabilité spatiale des paramètres biogéographiques et améliore la représentativité géo-spatiale des FCs dans un contexte d'évaluation des impacts de l'utilisation des terres en ACV.* Les objectifs sont: 1) d'établir un cadre d'analyse conceptuel pour considérer les impacts potentiels en ACV de l'utilisation des terres sur la qualité écologique du sol, 2) de développer des FCs par une approche spatialisée pour un contexte canadien et 3) d'opérationnaliser l'approche spatialisée à une échelle mondiale.

Le cadre d'analyse conceptuel est établi dans le but d'harmoniser l'ensemble des voies d'impact majeures en ACV. Il propose ainsi une exploration de la voie d'impact relative à la qualité

écologique du sol et intègre le caractère multifonctionnel de ce dernier ainsi que sa participation à une série de services écosystémiques plus globaux. Les impacts sont ainsi évalués en fonction de la capacité d'accomplissement d'une série de fonctions écologiques typiques et pour lesquelles des indicateurs d'impact doivent être choisis. Cette approche a permis de créer une version de la chaîne de cause à effet améliorée et mieux adaptée de ce qui est retrouvé dans la littérature.

Quatre indicateurs d'impact sont sélectionnés, à savoir la capacité de recharge de l'eau souterraine (mm/an), la capacité de résistance à l'érosion (ton/ha.an), la capacité de filtration chimique ( $\text{cmol}_e/\text{kg}_{\text{sol}}$ ) et la capacité de filtration mécanique (cm/jour), afin d'évaluer la performance de trois services écosystémiques en dégradation, soit la régulation de la quantité d'eau douce, la régulation de l'érosion et la régulation de la purification de l'eau. Le choix des indicateurs d'impact est basé sur la méthode proposée par Baitz (2002) et dont le modèle a été développé ultérieurement et implémenté dans un outil de calcul, LANCA (Beck *et al.*, 2010). Dans un contexte d'ACV, l'amplitude d'un impact est basée sur l'évolution de la qualité écologique dans le temps et est proportionnelle au FC. Ce dernier est déterminé à l'aide d'une différence de qualité entre un état de référence (le potentiel de végétation naturel (PNV)) et celui correspondant à la phase d'utilisation.

Le développement des FCs par une approche spatialisée est réalisé pour un contexte canadien à l'aide d'un modèle non spatial (Canada générique (1)) et de deux modèles spatialisés basés sur différents niveaux d'échelles de résolution (les écozones (15) et les écorégions (193)). Les résultats sont obtenus pour sept types d'utilisation et ce, pour les quatre indicateurs d'impact. De même, l'opérationnalisation à l'échelle mondiale est effectuée à l'aide d'un système de classification écologique basé sur les différentes zones bioclimatiques mondiales. Deux niveaux d'échelles de résolution sont utilisés : les zones (9) et les sous-zones de vie de Holdridge (38). Un modèle mondial non spatialisé est également évalué pour des fins de comparaison (Monde générique (1)).

L'évaluation de la variabilité spatiale des FCs a permis d'identifier deux types de différenciation: le premier compare l'impact potentiel induit selon le type d'utilisation au sein d'une même unité écologique, tandis que le second évalue l'amplitude d'une même utilisation à travers plusieurs unités écologiques, distinctes par leurs propriétés.

Pour les deux contextes, canadien et mondial, le choix d'un modèle générique qui ne considère aucune forme de spatialisation s'est montré insuffisant pour représenter adéquatement la variabilité spatiale des FCs à travers les différentes unités écologiques et pour une série de types d'usage. Ce premier sur ou sous-estime en moyenne 25% de la distribution des résultats obtenus par les modèles spatialisés. À titre d'exemple, pour une utilisation de type urbaine, l'adoption d'un modèle basé sur l'échelle des écozones a permis d'obtenir un FC relatif à la recharge de l'eau souterraine jusqu'à 11 fois plus petit pour des zones semi-arides (Prairie), ou encore 4 fois plus grand pour des zones à des taux précipitations élevés (Maritime de l'Atlantique), que celui obtenu par le modèle non spatial canadien. De telles observations soulignent l'importance d'introduire le concept de la différenciation spatiale lors du développement des FCs.

Cependant, l'adoption d'une échelle de résolution plus fine, basée sur les écorégions canadiennes ou encore les sous-zones de vie de Holdridge, s'est montrée convaincante mais jusqu'à une certaine limite. D'une part, elle a certainement permis de représenter de manière cohérente des scénarios particuliers (amélioration d'une capacité au lieu de sa réduction) et extrêmes (valeur de FCs très élevées ou faibles) que l'échelle des écozones n'a pas pu révéler. D'autre part, la comparaison globale entre les étendues et les distributions des FCs respectifs pour les deux niveaux d'échelles de résolution spatiale n'est pas toujours significative. Seuls les résultats obtenus pour la capacité de filtration chimique et mécanique ont démontré de telles différences. Ces dernières proviennent bien évidemment de la nature hétérogène des propriétés inhérentes et spécifiques du sol.

L'opérationnalisation et le développement de FCs à une échelle mondiale sont d'autant plus intéressants et démontrent la possibilité de générer des FCs à l'échelle nationale ou encore continentale, adaptés à de nombreux contextes géographiques différents. Ceci permettra de combler un manque crucial au niveau des bases de données, qui ne fournit aucune information géo-spatiale, et d'améliorer la conformité spatiale des FCs génériques utilisés.



## ABSTRACT

The mechanisms underlying the deterioration of natural environmental quality are mainly anthropogenic. Although they are not intentional, the consequences of human dominance are numerous, especially on natural ecosystems and their sustainability. Given its essential and complex role in maintaining terrestrial ecosystem functioning, the soil performs many fundamental functions. Thus, its ecological quality is crucial.

Based on a holistic approach, Life Cycle Assessment (LCA) is a decision-support tool used for the assessment of potential environmental impacts of a product over its entire life cycle. It is well established that land use causes impacts on biodiversity and is a primary source of soil degradation affecting its ecological quality. However, land use impact assessment methods are still lacking within LCA. So far, several published studies have only focused on the assessment of impacts on biodiversity and biotic production capacity, the latter being one ecological function among others. Moreover, the concept of regionalization (i.e. considering different impacts depending on the conditions of the location where they occur) is hardly explored. Indeed, developed within a European context, characterization factors (CFs) are often generic and do not account for spatial differentiation. Therefore, the geographic scope of land use impacts characterization is judged insufficient, creating doubts regarding LCA results credibility, especially for a Canadian context which spreads over several distinct ecological regions.

The research hypothesis of this project is as follows: *Using a spatial model allows discriminating spatial variability of biogeographical parameters and improves the geo-spatial representativeness of CFs within the context of LCA land use impact assessment.* The main goals are: 1) to establish a conceptual framework accounting for LCA land use impacts on soil ecological quality, 2) to develop CFs for a Canadian context using a spatially-explicit approach and 3) to operationalize the approach at a global scale.

The conceptual framework is established in order to harmonize major impact pathways suggested in LCA. It mainly focuses on the impact pathway regarding soil ecological quality by considering the multifunctional aspect of soil and emphasizing its contribution to more global ecosystem services at a larger scale. Thus, impacts are evaluated based on the soil's performance to fulfill a range of intended ecological functions and for which impact indicators have to be selected.

Hence, a modified version of the cause effect chain is suggested and considered more adapted than what is currently proposed.

Four impact indicators, namely erosion resistance (ton/ha.yr), groundwater recharge (mm/yr), mechanical (cm/d) and chemical filtration ( $\text{cmol}_c/\text{kg}_{\text{soil}}$ ), are used to assess respectively the performance of three major ecosystem services reported to be degraded: erosion regulation, freshwater regulation and water purification. The choice of indicators is based on the method proposed by Baitz's (2002) and further developed into a calculation tool model, LANCA (Beck *et al.*, 2010). Within the context of LCA, the potential impact magnitude is calculated based on the evolution of soil ecological quality over time and is proportional to the CF. The latter consists of a difference in quality between a reference state (potential natural vegetation (PNV)) and the use state.

The development of CFs using a spatially-explicit approach is performed for the Canadian context using one non-spatial (Canada generic (1)) and two spatial models based on different spatial resolution scales (ecozones (15) and ecoregions (193)). For each impact indicator, results are obtained for a representative set of seven land use types. Similarly, the operationalization at a global scale is addressed using an ecological classification system based on a range of different bioclimatic worldwide zones. Two spatial resolution scales are adopted: Holdridge Life zones (9) and sub-zones (39). A non spatial version of the world is also developed for comparative purposes (World generic (1)).

When assessing CFs spatial variability, two types of differentiation are identified: land use types and ecological classification systems. The first type aims to compare the impact magnitude from different land use types within the same ecological unit, while the second type considers the impact induced from the same type of activity among a range of ecological units differing by their properties and vulnerability.

For both contexts, Canadian and global, choosing a generic model that does not consider any spatial differentiation proves to be insufficient and fails to represent adequately the spatial variability linked to CFs across different ecological units and for a range of land use types. The generic model tends to over or under-estimate around 25% of the results distribution obtained when using spatial models. For instance, when considering an urban land use type, CFs for groundwater recharge capacity obtained with the ecozone-based model are up to 11 times smaller

than the one from the non spatial Canadian model for semi-arid areas (Prairies) and up to 4 times larger for areas with high precipitation rates (Atlantic Maritime). This highlights the importance of introducing a regionalized assessment.

However, a more refined resolution such as the Canadian ecoregions or the Holdridge Life sub-zones-based scales is to a certain extent, more appropriate. On one hand, it certainly brought additional discriminations than a coarser scale by identifying particular (improvement functional capacity instead of a reduction) and extreme scenarios (very high and low CFs). On the other hand, overall comparison of range sample and distribution between both spatial resolution schemes didn't reveal significant differences for all impact indicators. Only results obtained for chemical and mechanical filtration capacities were significantly different and which can be explained by the heterogeneous nature of site-specific soil properties.

The operationalization and the development of CFs at a global scale are a major contribution since they demonstrate the possibility to generate CFs at a national and continental scale, which can be adapted for several different geographical scopes. Such findings may fill crucial gap issues for the databases, which does not consider any geospatial information, and improve spatial compliance of the generic CFs used.

## TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE .....	III
REMERCIEMENTS .....	IV
RÉSUMÉ .....	V
ABSTRACT .....	VIII
TABLE DES MATIÈRES .....	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES.....	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	XVIII
LISTE DES ANNEXES.....	XIX
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE .....	3
1.1 Revue critique de la ressource sol.....	3
1.1.1 Enjeux environnementaux de l'utilisation des terres .....	3
1.1.2 Rôle du sol, fonctions écologiques et services.....	4
1.1.3 Concept de la qualité du sol .....	6
1.1.4 Solutions et considérations face à la mauvaise gestion.....	9
1.2 L'Analyse du Cycle de Vie .....	9
1.2.1 Définition et méthodologie.....	9
1.2.2 Définition des objectifs et du champ d'étude.....	11
1.2.3 Analyse de l'inventaire du cycle de vie .....	11
1.2.4 Évaluation des impacts du cycle de vie.....	12
1.2.5 Interprétation .....	15
1.2.6 Limitations de l'ACV .....	15

1.3	Évaluation des impacts de l'utilisation des terres en ACV .....	16
1.3.1	Historique et mise en contexte .....	16
1.3.2	Aires de protection, mécanismes environnementaux et voies d'impact .....	16
1.3.3	Intervention environnementale et flux d'inventaire .....	19
1.3.4	Caractérisation des impacts .....	19
1.3.5	Différenciation spatiale .....	23
1.3.6	Principales méthodes d'évaluation existantes .....	24
1.4	Conclusions de la revue de littérature et problématique .....	33
CHAPITRE 2 HYPOTHÈSE ET OBJECTIFS .....		34
2.1	Hypothèse de recherche .....	34
2.2	Objectifs .....	34
2.3	Organisation de la recherche et contenu du mémoire .....	34
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE .....		36
3.1	Développement d'une cadre d'analyse conceptuel .....	36
3.1.1	Identification des fonctions écologiques du sol à considérer dans la chaîne cause à effet .....	37
3.1.2	Création de la chaîne de cause à effet .....	38
3.2	Développement des facteurs de caractérisation par une approche spatialisée .....	38
3.2.1	Définition du domaine du cadre de l'analyse .....	38
3.2.2	Choix des indicateurs d'impact et calcul des facteurs de caractérisation .....	39
3.2.3	Description de l'approche spatialisée .....	41
3.2.4	Application et développement de facteurs de caractérisation pour un contexte canadien .....	41
3.2.5	Évaluation de l'étendue de la variabilité spatiale des facteurs de caractérisation .....	42

3.3	Opérationnalisation et développement des facteurs de caractérisation à l'échelle mondiale .....	43
CHAPITRE 4 DÉVELOPPEMENT D'UN CADRE D'ANALYSE CONCEPTUEL .....		46
4.1	Création de la chaîne de cause à effet .....	46
4.2	Description des éléments de la chaîne de cause à effet .....	46
4.2.1	Voies d'impact relatives à la qualité écologique du sol et le potentiel de production biotique .....	46
4.2.2	Lien vers la santé humaine .....	48
4.2.3	Voie d'impact relative à la biodiversité .....	48
4.2.4	Voie d'impact relative à l'environnement bâti .....	48
4.3	Conclusion .....	49
CHAPITRE 5 DÉVELOPPEMENT DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION PAR UNE APPROCHE SPATIALISÉE POUR LE CONTEXTE CANADIEN .....		51
5.1	Présentation de l'article .....	51
5.2	Assessment of land use impacts on soil ecological functions: Development of spatially-differentiated characterization factors within a Canadian context .....	51
5.2.1	Abstract .....	51
5.2.2	Introduction and background .....	52
5.2.3	Materials and methods .....	54
5.2.4	Results and discussion .....	62
5.2.5	Conclusions and recommendations .....	70
5.2.6	References .....	71
CHAPITRE 6 OPÉRATIONNALISATION ET DÉVELOPPEMENT DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION À L'ÉCHELLE MONDIALE .....		78
6.1	Calcul des facteurs de caractérisation à l'échelle mondiale .....	78

6.1.1	Échelle non spatiale du monde.....	78
6.1.2	Échelle basée sur les zones de vie de Holdridge .....	79
6.1.3	Échelle basée sur les sous-zones de vie de Holdridge .....	79
6.2	Évaluation de l'étendue de la variabilité spatiale des facteurs de caractérisation.....	83
6.2.3	Indicateur d'impact relatif à la capacité de recharge de l'eau souterraine .....	83
6.2.4	Indicateur d'impact relatif à la capacité de résistance à l'érosion.....	84
6.2.5	Indicateur d'impact relatif à la capacité de filtration chimique .....	86
6.2.6	Indicateur d'impact relatif à la capacité de filtration mécanique .....	87
6.3	Conclusion.....	89
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE .....		90
7.1	Forces et faiblesses du cadre d'analyse conceptuel .....	90
7.2	Développement des facteurs de caractérisation .....	92
7.2.1	Modèle de caractérisation et indicateurs d'impact.....	93
7.2.2	Situation de référence.....	95
7.2.3	Impacts de la transformation .....	95
7.3	Analyse de la variabilité spatiale des facteurs de caractérisation.....	96
7.3.1	Influence des niveaux d'échelle de spatialisation .....	96
7.3.2	Influence du choix du type d'échelle de spatialisation .....	97
7.3.3	Amélioration des facteurs de caractérisation génériques .....	98
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS .....		101
BIBLIOGRAPHIE .....		104
ANNEXES .....		121

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Fonctions écologiques et socio-économiques fournies par un écosystème terrestre ..	5
Tableau 1.2: Indicateurs potentiels pour l'évaluation de la qualité des sols en lien avec les fonctions écologiques (adapté de (Sikora et AStott, 1996; Karlen <i>et al.</i> , 1997)).....	8
Tableau 1.3: Catégories d'impact environnementaux et indicateurs correspondants (adapté de Udo de Haes <i>et al</i> (2002), Pennington <i>et al.</i> (2004)) .....	13
Tableau 1.4: Identification des aires de protection affectées par l'utilisation des terres .....	17
Tableau 1.5: Résumés des méthodes conceptuelles de caractérisation des impacts de l'utilisation des terres en ACV.....	25
Tableau 1.6: Résumé des principales méthodologies ÉICV disponibles .....	28
Tableau 2.1: Organisation de la recherche et contenu du mémoire .....	35
Tableau 3.1: Table de correspondance des fonctions fournis par le sol et les services écosystémiques défini par le MEA.....	37
Tableau 3.2: Données des paramètres d'entrée pour l'échelle mondiale basée sur les zones et les sous-zones de vie de Holdridge .....	45
Tableau 5.1: Comparison of soil ecological functions with their corresponding ecosystem services according to MEA and the ones chosen by the UNEP/SETAC LCI working group LULCIA .....	55
Tableau 5.2: Selected land use types from CORINE land cover classification .....	60
Tableau 5.3: Spatially resolved input parameters for the three scale levels .....	61
Tableau 5.4: Multi-way MANOVA results on soil ecological functions parameter computed by the LANCA model .....	68
Tableau 6.1: Facteurs de caractérisation pour le modèle mondial non spatial et pour les quatre indicateurs d'impact .....	79
Tableau 7.1: Comparaison qualitative entre les choix de développement de facteurs de caractérisation.....	100



## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Modèle illustrant les effets anthropogéniques directs et indirects de l'utilisation des ressources sur le fonctionnement des écosystèmes (adaptée de Vitousek <i>et al.</i> (1997)) .....	4
Figure 1.2: Phases d'une ACV et applications possibles (adaptée de ISO 14040 (2006)) .....	10
Figure 1.3: Éléments obligatoires et facultatifs de la phase d'évaluation de l'impact du cycle de vie (adaptée de ISO 14040(2006)) .....	12
Figure 1.4: Courbe de qualité environnementale (adaptée de Lindeijer <i>et al.</i> (2002)) .....	20
Figure 3.1: Étapes procédurales pour le développement des facteurs de caractérisations spatialisés .....	41
Figure 4.1: Représentation de la chaîne de cause à effet considérant les fonctions écologiques de maintien et de régulation .....	50
Figure 5.1: Soil ecological quality curve indicating the corresponding transformation impact (dark grey) and occupation impact (light grey) (adapted from (Lindeijer <i>et al.</i> , 2002; Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007a)) .....	56
Figure 5.2: Calculation procedure for the proposed land use impact assessment regionalized approach .....	58
Figure 5.3: Graphical representation of the distribution of Canada's ecological units, based on two spatial resolution scales; a) 15 ecozones and b) 193 ecoregions.....	59
Figure 5.4: Overall spatial variability of groundwater recharge CFs across Canadian ecozones compared to the generic model .....	63
Figure 5.5: Magnitude of CFs for groundwater recharge capacity from urban land use across Canadian ecozones .....	64
Figure 5.6: Comparison of CFs calculated for the three scale levels the ecoregion (dotted box plot), the ecozone (plain box plot) and the Canadian generic model (plain line) and for four impact indicators: a) groundwater recharge, b) erosion resistance, c) chemical filtration and d) mechanical filtration.....	67

Figure 6.1: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la recharge de l'eau souterraine pour un usage urbain .....	81
Figure 6.2: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la recharge de l'eau souterraine pour un usage forestier .....	81
Figure 6.3: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la résistance à l'érosion pour un usage urbain .....	81
Figure 6.4: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la résistance à l'érosion pour un usage forestier .....	81
Figure 6.5: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration chimique pour un usage urbain .....	82
Figure 6.6: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration chimique pour un usage forestier .....	82
Figure 6.7: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration mécanique pour un usage urbain .....	82
Figure 6.8: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration mécanique pour un usage forestier .....	82
Figure 6.9: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de recharge de l'eau souterraine et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales .....	83
Figure 6.10: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de résistance à l'érosion et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales .....	85
Figure 6.11: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de filtration chimique et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales .....	86
Figure 6.12: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de filtration mécanique et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales .....	88
Figure 7.1: Comparaison entre les différentes versions de FCs canadiens génériques et spatialisés .....	99

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Cette liste présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et les abréviations utilisés :

ACV	Analyse du cycle de vie
CEC	<i>Cation Exchange Capacity</i> (capacité d'échange cationique)
CF	<i>Characterization factor</i>
ÉICV	Évaluation des impacts en analyse du cycle de vie
FC	Facteur de caractérisation
fNPP	<i>Free Net Primary Production</i> (production primaire nette libre)
ICV	Inventaire du cycle de vie
LANCA	<i>Land Use Indicator Values in Life Cycle Assessment</i>
LCI	<i>Life Cycle Initiative</i>
LSF	<i>Life Supporting Function</i> (fonctions de support à la vie)
LULCIA	<i>Land Use Life Cycle Impact Assessment</i>
MANOVA	Analyse de variance multivariée
MEA	<i>Millenium Ecosystem Assessment</i> (évaluation des écosystèmes pour le Millénaire)
NDP	<i>Naturalness Degradation Potential</i> (potentiel de dégradation de la naturalité)
NPP	<i>Net Primary Production</i> (production primaire nette)
PDF	<i>Potential Disappeared Fraction of species</i> (fraction potentielle d'espèces disparues)
PNV	<i>Potential Natural Vegetation</i> (potentiel de végétation naturel)
QE	Qualité environnementale
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
UNEP	<i>United Nations Environment Program</i>

## **LISTE DES ANNEXES**

ANNEXE 1 – Statut global des services écosystémiques .....	121
ANNEXE 2 – Description de la méthode du modèle LANCA.....	122
ANNEXE 3 – Description of the multi-way MANOVA.....	124
ANNEXE 4 – Characterization factors results for Canada.....	125
ANNEXE 5 – Comparison between the ecozone-based model and the generic.....	154
ANNEXE 6 – Résultats des facteurs de caractérisation à l'échelle mondiale.....	156
ANNEXE 7 – Calcul d'un facteur de caractérisation Canadien générique spatialisé.....	163

## INTRODUCTION

Depuis son existence, l'Homme a profondément modifié son environnement naturel afin de l'adapter à ses besoins et d'en tirer ses propres ressources. Depuis les années 1850, période marquée par le développement économique de la révolution industrielle, la conversion des surfaces terrestres s'intensifient au cours des années et évoluent à un rythme et à une ampleur imposants (Lambin *et al.*, 2006).

L'exploitation des écosystèmes naturels est influencée par la combinaison de nombreux facteurs socio-économiques et politiques. Ces derniers comprennent entre autres les avancées technologiques (Meyer et Turner II, 1992; Vitousek *et al.*, 1997), les pressions d'une forte croissance démographique (Pimentel et Pimentel, 2006) ainsi que les besoins en matière de consommation tels que les aliments, l'eau douce, les abris, etc. (Ramankutty et Foley, 1999; Foley *et al.*, 2005). Selon les projections effectuées par les Nations Unies, la population mondiale augmenterait de 33% en 2050 (United Nations, 2008). Ces estimations de croissance rapide sont inquiétantes et pourront avoir des incidences sur la consommation et la tendance à la surexploitation des ressources afin de maintenir le niveau de vie global.

Longtemps considérés comme un enjeu d'envergure locale, les impacts du changement et de l'utilisation des écosystèmes terrestres sont devenus des préoccupations importantes pour les décideurs. Ils se placent d'ailleurs au cœur même des problématiques actuelles, notamment les changements climatiques, l'épuisement des ressources naturelles et même l'émergence des biocarburants. Une étude exhaustive récente, lancée par le secrétaire général de l'ONU Kofi Annan (l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire), a permis d'éclairer les débats sur les conséquences des modifications actuelles des écosystèmes (MEA, 2005). Une emphase particulière est notée sur l'importance des services fournis par les écosystèmes dont dépend le bien-être humain.

L'exploitation des terres fragilise le sol et constitue une source principale de la dégradation de sa qualité (Tolba *et al.*, 1992). Une telle ressource a de plus en plus des difficultés à répondre aux besoins croissants de la société. L'ensemble de ses fonctions écologiques est désormais affecté et va au-delà de sa capacité productive, communément prise en compte par les méthodes d'évaluation dans un contexte de protection des sols.

Il est donc crucial de développer des stratégies permettant de prévenir de tels impacts environnementaux sur les capacités de fonctionnement de l'écosystème tout en maintenant l'approvisionnement de biens nécessaires à la société humaine (Foley *et al.*, 2005). Les outils de prise de décision permettant de promouvoir le développement durable doivent être en mesure de caractériser les impacts potentiels associés à l'utilisation de ces terres. Plus spécifiquement, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) semble particulièrement intéressante dans la mesure où elle évalue les impacts potentiels d'un produit ou d'un service en considérant l'ensemble de son cycle de vie, de l'extraction des matières premières jusqu'à son élimination en fin de vie (ISO 14040, 2006). De nombreuses catégories d'impacts sont évaluées, telles que la santé humaine, la qualité de l'écosystème naturel, les ressources naturelles, etc. Cette méthode, relativement récente, est en développement perpétuel afin d'aboutir à des résultats plus crédibles et ainsi permettre d'éclairer les décideurs.

Toutefois, en dépit de leur pertinence environnementale, les impacts potentiels associés à l'utilisation des terres sont encore considérés de manière sommaire et négligent la nature multifonctionnelle de l'écosystème terrestre dans le circuit de décision. De plus, la régionalisation des impacts en fonction des conditions biogéographiques de l'emplacement où l'intervention a lieu n'est pas encore pleinement explorée. Présentement, les méthodes d'évaluation ne permettent pas la différenciation sur le plan spatial.

Il est nécessaire de combler ces lacunes méthodologiques au niveau de la caractérisation des impacts de l'utilisation des terres en ACV. Ceci permettra d'améliorer la pertinence des résultats d'une étude ACV.

## CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

La revue de la littérature suivante permet de mieux cerner les différentes problématiques et s'articule autour de trois volets. Tout d'abord, le premier effectue une revue critique sur la ressource sol et illustre les enjeux environnementaux associés à son utilisation. Ensuite, le deuxième s'intéresse à l'ACV et aux différentes étapes de sa méthodologie. Finalement, le troisième décrit les méthodes de quantification des impacts de l'utilisation des terres en ACV et introduit la problématique de différenciation spatiale. Pour conclure, une synthèse de la revue de la littérature est réalisée afin de mettre en perspective les lacunes méthodologiques.

### 1.1 Revue critique de la ressource sol

#### 1.1.1 Enjeux environnementaux de l'utilisation des terres

Même si elles ne sont généralement pas intentionnelles, les conséquences environnementales de l'emprise humaine associées aux différents usages auxquels sont soumises les terres sont nombreuses. À court terme, les pratiques et gestions d'utilisation actuelles assurent plusieurs biens nécessaires. Toutefois, à long terme, elles fragilisent le sol, affectent la capacité de fonctionnement des écosystèmes et altèrent les services écologiques (Foley *et al.*, 2005).

Tout d'abord, la conversion radicale des terres ont des impacts directs sur la biodiversité globale à l'échelle mondiale (Sala *et al.*, 2000). La perte ou la fragmentation des habitats naturels entraîne une réduction de la distribution des espèces en modifiant leur abondance. Ceci représente la plus importante menace pour la biodiversité.

Ensuite, toute forme d'exploitation est identifiée comme une principale source de dégradation du sol (Tolba *et al.*, 1992). Celle-ci se manifeste par exemple par le compactage, l'érosion et la contamination, etc. (Bridges et Oldeman, 1999). Par conséquent, non seulement la capacité productive et la durabilité des terres sont affectées, mais aussi les cycles biogéochimiques ainsi que le cycle de l'eau (Vitousek *et al.*, 1997; Mustard *et al.*, 2004). La Figure 1.1 présente les effets d'origine anthropogénique sur le fonctionnement des écosystèmes naturels. La conversion de la couverture terrestre perturbe particulièrement le cycle global du carbone et les flux d'échanges avec l'atmosphère. Stockée dans le sol et la biomasse, le carbone est libéré lors d'une déforestation sous forme d'émission de dioxyde de carbone et contribue à l'augmentation des gaz

à effet de serre ainsi qu'au changement climatique local, régional et global (Houghton *et al.*, 1999; Chase *et al.*, 2000). L'affectation des terres induit également des impacts sur la qualité et la quantité de l'eau de surface et souterraine en modifiant le bilan hydrique. À cet effet, la distribution des flux de stockage et l'aquifère souterrain est surtout perturbée sous l'influence des usages de type urbain (Vörösmarty et Sahagian, 2000). Le phénomène de ruissellement s'intensifie, ce qui résulte en un risque d'inondation en aval et une altération de la qualité de l'eau de surface. Chargée de dépôts polluants, l'eau entraînée sédimente ainsi dans les cours d'eau avoisinants et affecte leur qualité (L'vovich et White, 1990; Mustard *et al.*, 2004).

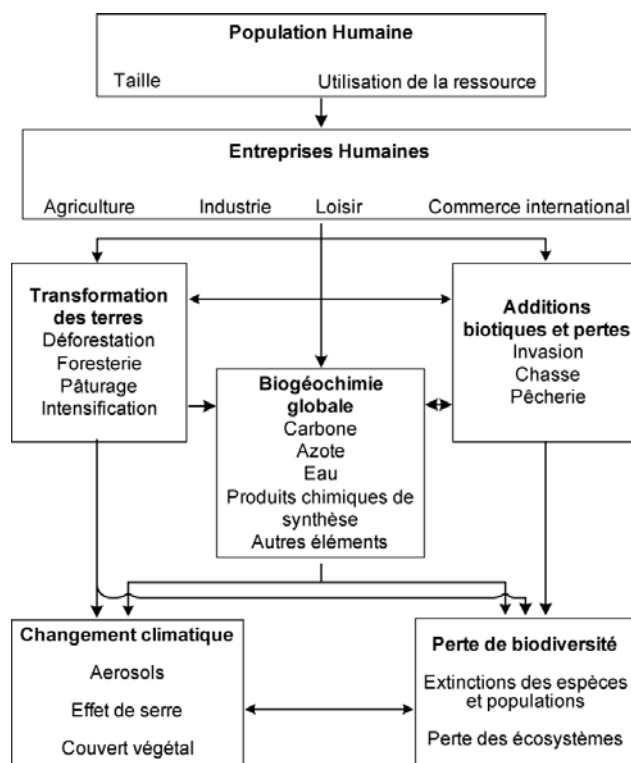


Figure 1.1: Modèle illustrant les effets anthropogéniques directs et indirects de l'utilisation des ressources sur le fonctionnement des écosystèmes (adaptée de Vitousek *et al.* (1997))

### 1.1.2 Rôle du sol, fonctions écologiques et services

En raison de son faible taux de formation (Pimentel *et al.*, 1987), le sol est une ressource non renouvelable et ne peut être considérée comme inépuisable. Principal élément d'un écosystème terrestre, il joue un rôle crucial au sein de la biosphère, principalement dues aux multiples fonctions-clés qu'il assure et sa participation au cycle global de la vie (Doran, 2002).



La perception du rôle du sol au sein de l'écosystème dépend principalement des exigences de son usager. Longtemps reconnu pour sa capacité productive, le sol ne se limite pourtant pas à sa couche arable pour répondre au défi alimentaire mondial (Andrews *et al.*, 2004). Il effectue un large éventail de fonctions, identifiées par leur nature écologique ou socio-économique (Blum, 2005). Malgré leur importance capitale, il n'existe pas de classification universelle pour les catégoriser de manière rigoureuse et de nombreuses typologies sont proposées dans la littérature. Néanmoins, il est possible d'identifier les fonctions essentielles les plus récurrentes assurées par un écosystème terrestre (Tableau 1.1).

Tableau 1.1: Fonctions écologiques et socio-économiques fournies par un écosystème terrestre

	Fonction	Description	Source
Écologique	Habitat et biodiversité	Niche écologique qui fournit des habitats naturels et soutient la biodiversité d'espèces	[1-8]
	Régulation et stockage des flux hydriques	Régulateur du régime des cours d'eau et contribue à l'alimentation de la nappe	[1-4]; [6-8]
	Filtration, épuration et zone tampon	Épurateur naturel qui filtre l'eau, tamponne et transforme les substances nocives, les composés organiques et inorganiques; afin de retenir la pollution et d'empêcher le transfert	[1; 3-8]
	Régulation des cycles biogéochimiques	Participation aux principaux cycles (C, N, S et P). Le sol entrepose et libère les éléments nutritifs pour les plantes et constitue des puits majeurs de C	[1; 4; 6; 8]
Socio-économique	Production biotique et source de matière première	Le sol soutient les activités biologiques et produit la biomasse destinée aux besoins humains (nourriture, bois, etc.)	[2-8]
	Support physique et stabilité	Support physique pour les humains et leurs activités socio-économiques	[4-8]
	Patrimoine culturel et héritage archéologique	Héritage culturel et source d'informations historiques sur le patrimoine naturel	[4-8]

[1]Daily *et al.*(1997b); [2]Doran et Parkin(1994); [3]Larson et Pierce(1991); [4]Nortcliff(2002); [5]Schjønning *et al.* (2004); [6]Seybold *et al.*(1998), [7]Sombroek et Sims(1995); [8]Tóth *et al.*(2007)

Également nommées fonctions de maintien et de support à la vie, ces fonctions primaires et essentielles sont au cœur d'une série de fonctions écosystémiques plus globales permettant de

maintenir la qualité de l'environnement naturel (Glanz, 1995). D'après l'étude sur l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (MEA, 2005), ces fonctions fournies par les écosystèmes naturels représentent les biens et les services indispensables au bien-être humain. Ces derniers comprennent une liste plus large, notamment les services de support, de provision, de régulation et culturel, dont plusieurs sont déjà dégradés (environ 15 sur 24 des services fournis (voir Annexe 1)). Le sol est donc un élément central à toutes les activités où sa dégradation se traduit par une réduction de la performance de ses fonctions (Blum, 1997). De la sorte, sa gestion influence grandement sa qualité (Doran et Jones, 1996).

### **1.1.3 Concept de la qualité du sol**

#### **1.1.3.1 Définition**

Le concept de la qualité du sol a particulièrement évolué dans le contexte d'une utilisation durable des terres. Cette notion a été sujet de nombreuses controverses (Sojka et Upchurch, 1999) et plusieurs auteurs ont tenté de la définir afin de traduire l'état général des sols et les conditions de leur fonctionnement. Les principales difficultés résident dans la présence de nombreux paramètres environnementaux et propriétés du sol (type de sol, climat, relief, etc.), leur grande hétérogénéité ainsi que leur dépendance spatiale et temporelle (Doran et Parkin, 1994). La définition de la qualité des sols la plus couramment employée est celle établie par la Société Américaine de Science du Sol (SSSA) : « la capacité d'un type de sol spécifique à fonctionner dans les limites de ses frontières d'écosystème naturel ou aménagé, afin de maintenir la productivité biologique, de maintenir ou d'améliorer la qualité de l'eau et l'air et de promouvoir la santé humaine et l'habitation » (Karlen *et al.*, 1997).

Le concept de la qualité du sol ne peut être évalué à l'aide d'une valeur intrinsèque puisqu'elle « n'est pas considérée comme une fin en soi » (Karlen *et al.*, 2003). Le but de son évaluation repose plutôt sur une valeur instrumentale, c'est à dire fonctionnelle, qui est de protéger et d'améliorer un objectif de gestion d'intérêt, tel que la qualité de l'environnement à long terme et de manière durable. Pour ce faire, la performance des fonctions écologiques dont dépend principalement la qualité du sol est fondamentale.

### 1.1.3.2 Évaluation de la qualité du sol

Dans le domaine de la science des sols, la qualité d'un sol est un concept déterminant pour évaluer la stabilité de ses fonctions écologiques. Une telle approche est cruciale et permet de faire face à la dégradation des sols (Seybold *et al.*, 1999). Le développement de méthodes d'évaluation appropriées est donc capital et doit considérer le caractère multifonctionnel du sol (Nortcliff, 2002; Pérez-Soba *et al.*, 2008).

Bien qu'elle ne puisse pas être mesurée directement, la qualité des sols sert de concept générique pour l'intégration de plusieurs propriétés biophysiques caractérisant les écosystèmes (Karlen *et al.*, 1997). Contrairement à l'air et l'eau pour lesquels leur qualité est généralement régie par des standards, la qualité du sol est plus difficile à définir et à quantifier (Doran et Parkin, 1994). Une telle lacune est en lien avec le caractère nébuleux de ce concept qui varie avant tout selon la perception des usagers et de leurs priorités par rapport à son usage. De plus, les nombreuses fonctions écologiques du sol ne sont pas effectuées de manière indépendante mais plutôt simultanée, ce qui induit l'amélioration ou l'altération d'une fonction ou d'une autre (Nortcliff, 2002; Vrscaj *et al.*, 2008). Sa mesure est plutôt effectuée à l'aide d'indicateurs de fonctions basées sur la relation existante entre les attributs (les propriétés) et les processus (les fonctions) (Seybold *et al.*, 1998; Herrick, 2000).

Les attributs de la qualité d'un sol constituent des indicateurs adéquats pour évaluer le changement de qualité d'un sol. Ses caractéristiques sont principalement reliées à leur capacité à décrire les processus écologiques d'un écosystème et d'intégrer ses propriétés (Doran et Parkin, 1996; Doran et Safley, 1997). D'après Vrscaj *et al.* (2008), une telle évaluation ne peut être établie au moyen d'un seul paramètre, tel que le rendement des récoltes ou encore la mesure de la qualité de l'eau, et doit plutôt être effectuée à l'aide d'une série d'indicateurs de qualité. Typiquement, une liste d'indicateurs potentiels, intégrant des propriétés de nature physico-chimiques et biologiques, est associée à chaque fonction (Andrews *et al.*, 2004). Le Tableau 1.2 présente une liste non exhaustive des propriétés physiques (P), chimiques (C) et biologiques (B) pouvant servir d'indicateurs pour évaluer un ou plusieurs processus. Ceci permet de mieux considérer la nature complexe des sols (Schjønning *et al.*, 2004).

Tableau 1.2: Indicateurs potentiels pour l'évaluation de la qualité des sols en lien avec les fonctions écologiques (adapté de (Sikora et AStott, 1996; Karlen *et al.*, 1997))

Indicateurs		Processus ou fonction affecté
Texture	(P)	Régulation des cycles de nutriments, stabilité physique du sol
Capacité de rétention d'eau et infiltration	(P)	Potentiel de ruissellement et lessivage, utilisation de l'eau par les plantes, potentiel à l'érosion
Densité apparente	(P)	Activité biologique, production et croissance des récoltes
Formation d'agrégats	(P)	Structure du sol, résistance à l'érosion, infiltration
Matière organique	(C)	Régulation des cycles de nutriments, pesticide et rétention de l'eau, structure du sol
pH	(C)	Disponibilité de nutriments, adsorption et mobilité des pesticides
Capacité d'échange cationique	(C)	Disponibilité de cations nutritifs et toxicité
Biomasse microbiologique	(B)	Activité biologique, régulation des cycles de nutriments, capacité de dégradation biologique
Respiration du sol	(B)	Activité biologique, régulation des cycles de nutriments

De nombreuses approches permettant d'évaluer la qualité des sols en fonction de leur capacité à remplir leurs fonctions ont été proposées. Toutefois, il n'y a pas de consensus sur le choix d'une méthode universelle (Bouma, 2002). L'approche la plus commune suggère de comparer les attributs à des valeurs limites (ou critiques) ou encore des seuils prédéfinis et ce, pour une utilisation spécifique d'un système sélectionné (Arshad et Martin, 2002; Bouma, 2002; Andrews *et al.*, 2004; Schjønning, 2004). De cette manière, les seuils deviennent spécifiques au type de sol, aux conditions environnementales et aux pratiques de gestion et d'utilisation. Toutefois, peu d'études sont publiées à ce sujet et où le manque de standardisation est amplement évoqué (Nortcliff, 2002).

### 1.1.3.3 Variabilité et analyse spatiale

Considérant la grande diversité de types de sols et d'écosystèmes, l'influence de l'utilisation des terres sur les fonctions écologiques varient tant sur le plan spatial que temporel (DeFries *et al.*, 2004). En effet, la sensibilité des sols et leur vulnérabilité à la dégradation n'est pas constante

pour un paysage donné mais varient grandement selon les caractéristiques physiques de chaque type de sol (Bridges et Oldeman, 1999).

L'évaluation de la qualité du sol, qui dépend de plusieurs facteurs, peut être effectuée à différentes échelles. Bien que celle des sols individuels puisse sembler représentative pour une parcelle de terre donnée, elle est laborieuse et inadéquate (Bouma, 2004). Dans une perspective plus réaliste, il est plus commode de développer des valeurs de performance potentielles à une échelle géographique plus large tels que les provinces, les pays ou encore les unités écologiques (Schjønning *et al.*, 2004). Celle-ci est jugée plus adaptée dans le cadre de la gestion des territoires effectuée par les intervenants et les décideurs.

### **1.1.4 Solutions et considérations face à la mauvaise gestion**

À défaut d'une mauvaise utilisation, les terres risquent d'être perdues rapidement et sans espoir de réhabilitation ou de régénération (Nortcliff, 2002). Ainsi, afin de garantir sa disponibilité aux générations futures, la ressource sol requiert une utilisation réfléchie et attentionnée (Arshad et Martin, 2002). Il convient donc de mettre en place des cadres institutionnels afin d'identifier, de quantifier et de cadrer les impacts potentiels. Plus particulièrement, il s'agit de développer des méthodes en matière de gestion plus durable permettant d'évaluer la qualité des sols et d'identifier les « points chauds » afin de prévenir sa dégradation suite à un usage donné. Ceci permettra de reconnaître son importance écologique.

## **1.2 L'Analyse du Cycle de Vie**

### **1.2.1 Définition et méthodologie**

Dans une perspective de développement durable et suite aux nombreuses préoccupations environnementales, la nécessité de mettre en place des méthodes d'analyse pour quantifier et évaluer les impacts environnementaux est de plus en plus manifeste. À cet effet, l'analyse du cycle de vie (ACV) s'avère être un outil d'aide à la décision pertinent utilisé par de nombreux organismes gouvernementaux et industries opérant dans divers secteurs (Rebitzer *et al.*, 2004). Sa méthode permet de réaliser un inventaire complet des émissions et des extractions des ressources, afin de quantifier et d'évaluer tous les impacts potentiels sur l'environnement et les ressources naturelles d'un produit ou d'un service en considérant l'ensemble des étapes de son cycle de vie

(Jolliet *et al.*, 2005). L'ACV tient compte de l'extraction des ressources naturelles et du traitement des matières premières, des processus de fabrication, du transport et de la distribution, de l'utilisation (et/ou la réutilisation) du produit fini, du recyclage et du traitement des déchets.

L'organisation internationale de normalisation définit l'ACV comme la « compilation et l'évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie » (ISO 14040, 2006). En vue de développer un cadre réglementaire uniforme, sa pratique est standardisée par une série de normes ISO, mises en place afin de guider les usagers dans leurs analyses et se conformer aux exigences générales. Par ailleurs, elle peut être utilisée pour de nombreuses applications puisqu'elle offre la possibilité de comparer plusieurs scénarios à l'étude et d'identifier les « points chauds » d'amélioration et de performance environnementale d'un système. Elle vise ainsi à prévenir et réduire les impacts liés aux activités humaines, en déterminant les priorités d'action tout en considérant l'efficacité environnementale et évitant le déplacement de charges polluantes possibles (Jolliet *et al.*, 2005).

D'un point de vue méthodologique, une étude ACV comprend quatre phases inter-reliées et détaillées dans les sections suivantes (Figure 1.2) (ISO 14040, 2006). L'ACV se réalise de manière itérative, ce qui implique que les résultats d'une phase peuvent être modifiés et raffinés dans les étapes subséquentes dans le but d'améliorer la qualité et la pertinence de l'étude.

Il est à noter que ce projet de recherche se concentre particulièrement au niveau de la phase d'évaluation de l'impact et plus spécifiquement celle des impacts potentiels relatifs à l'utilisation des terres.

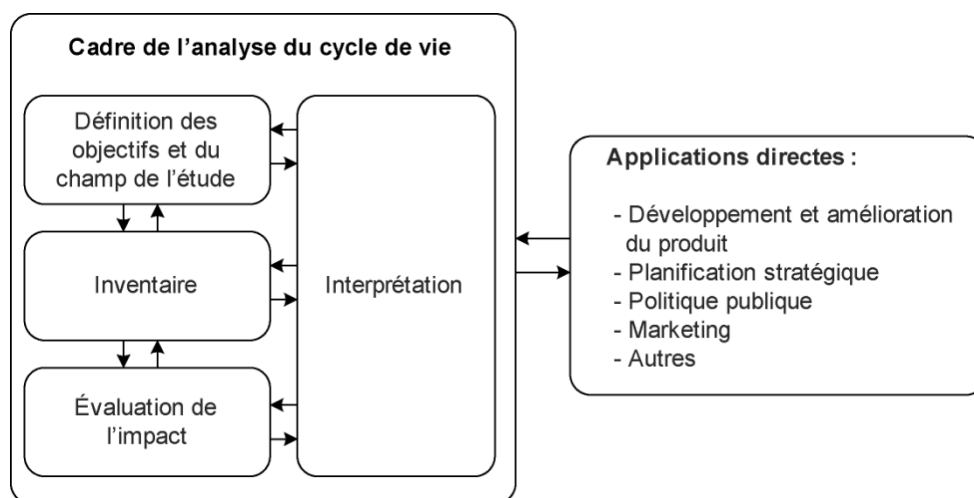


Figure 1.2: Phases d'une ACV et applications possibles (adaptée de ISO 14040 (2006))

### 1.2.2 Définition des objectifs et du champ d'étude

Cette première phase permet de poser les bases d'une étude ACV et d'identifier la problématique, la raison d'être de la réalisation de l'étude, le public cible ainsi que les éléments-clés du cadre méthodologique. Tout d'abord, la *fonction* représente les « caractéristiques de performance du système à l'étude » et doit être clairement explicitée en distinguant la fonction principale des fonctions secondaires du produit. L'*unité fonctionnelle* sert principalement de référence et découle de la fonction du système dont le but est de la quantifier. Les *flux de référence* correspondent à la quantité de produits nécessaire pour remplir la fonction et répondre au besoin de l'unité fonctionnelle. Les *frontières du système* consistent à délimiter l'étude en élaborant le *système de produits* qui regroupe tous les *processus élémentaires* nécessaires à la réalisation de la fonction. Ces processus représentent une activité économique et/ou une opération et permettent de bâtir le cycle de vie du produit ou du système à l'étude.

Dans le cas d'une étude de type comparative, le choix de l'unité fonctionnelle est crucial puisque la comparaison entre la performance des différents scénarios s'effectue sur la base commune d'une même fonction (Jolliet *et al.*, 2005). L'équivalence des systèmes doit donc être vérifiée et pour chaque scénario, les frontières doivent être comparables et les flux de référence évalués.

### 1.2.3 Analyse de l'inventaire du cycle de vie

La deuxième phase d'une étude ACV correspond à une analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV). Par des bilans de matière et d'énergie, elle permet de compiler et de quantifier tous les entrants et sortants du système associés aux différentes étapes de son cycle de vie. Ainsi, après avoir conçu un diagramme des flux décrivant chaque processus élémentaire, il est possible d'inventorier les *flux élémentaires* des extractions de matières premières et de ressources ainsi que ceux des émissions polluantes. Il est à noter que tous les flux considérés sont normalisés par rapport à l'unité fonctionnelle définie dans la première phase de l'étude (ISO 14040, 2006).

Les données relatives aux extractions et émissions recherchées sont généralement obtenues à l'aide de données collectées sur le terrain et par le biais des entreprises concernées (données primaires) ou encore à l'aide de bases de données (données secondaires) (Jolliet *et al.*, 2005). À défaut de manque récurrent de données spécifiques et lorsque l'accès devient difficile, le recours à la littérature ou des bases de données préconçues s'avère utile. La base de données génériques

communément utilisée pour réaliser une ACV et modéliser différents processus élémentaires est la base de données *ecoinvent* (Frischknecht *et al.*, 2007).

### 1.2.4 Évaluation des impacts du cycle de vie

La troisième phase d'une ACV est l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) et consiste à évaluer l'ampleur des impacts environnementaux potentiels générés par le système de produit. Elle permet ainsi de relier les données d'inventaire aux dommages environnementaux causés par les émissions inventoriées pour ensuite les interpréter (Jolliet *et al.*, 2005). L'aboutissement de cette phase consiste en une série d'éléments obligatoires et facultatifs, présentés à la Figure 1.3 (ISO 14044, 2006).

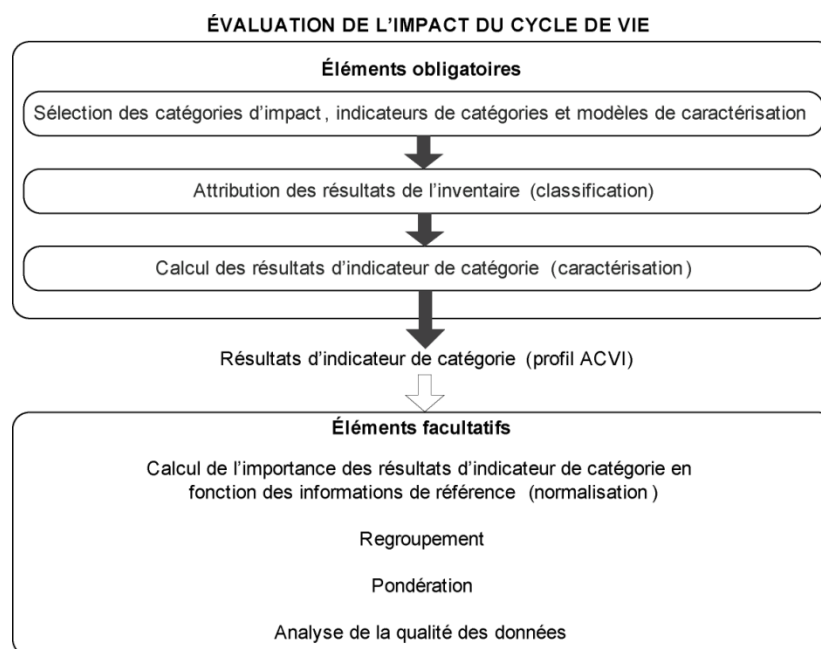


Figure 1.3: Éléments obligatoires et facultatifs de la phase d'évaluation de l'impact du cycle de vie (adaptée de ISO 14040(2006))

#### 1.2.4.1 Éléments obligatoires

La première étape obligatoire consiste à *sélectionner les catégories d'impacts* d'intérêt qui répondent aux objectifs de l'étude, les *indicateurs de catégorie* qui y sont associés ainsi que les *modèles de caractérisation*. Un indicateur d'impact correspond à la représentation quantifiable d'une catégorie d'impact. Il est associé à un modèle de caractérisation qui permet d'évaluer la



contribution des différents flux inventoriés à chacune des catégories. Le Tableau 1.3 présente une liste non exhaustive de catégories d'impact et leurs indicateurs associés couramment utilisés.

Tableau 1.3: Catégories d'impact environnementaux et indicateurs correspondants (adapté de Udo de Haes *et al* (2002), Pennington *et al.*(2004))

Catégorie d'impact	Exemple d'indicateur de catégorie
Réchauffement climatique	Forçage radiatif moyen
Destruction de l'ozone stratosphérique	Diminution de la couche d'ozone
Smog photochimique	Formation d'ozone
Acidification	Libération de protons
Eutrophisation aquatique	Bilan stœchiométrique de nutriment
Toxicité humaine	Mesure des effets toxiques
Écotoxicité	Mesure des effets écotoxiques
Ressources abiotiques	Diminution des réserves disponibles
Ressources biotiques	Diminution des réserves disponibles
Utilisation des terres	Diversité des espèces

Ensuite, l'étape de *classification* convient d'assigner les différents résultats de l'ICV à chacune des catégories d'impact affectées. Il est également possible qu'une émission contribue à plus d'une catégorie d'impact (Jolliet *et al.*, 2005). C'est à ce stade que la chaîne de cause à effet reliant tous les mécanismes environnementaux et décrivant la voie d'impact est créée. Ces derniers représentent l'ensemble des processus reliant les résultats d'inventaire aux impacts.

Finalement, l'étape de *caractérisation* vise à quantifier la contribution de chaque résultat d'inventaire à un problème environnemental spécifique assigné à une même catégorie d'impact puis, les convertir en une même unité commune (ISO 14044, 2006). Plus spécifiquement, pour une catégorie donnée, les mécanismes environnementaux sont modélisés au moyen des indicateurs d'impact et à l'aide des facteurs de caractérisation établis à partir du modèle de caractérisation. Ces derniers permettent de quantifier la portée de l'impact environnemental potentiel de chaque émission ou extraction sur les catégories d'impact concernées.

En fonction de leur positionnement sur la chaîne de causes à effet, deux niveaux de caractérisation sont possibles : les méthodes orientées problèmes et celles orientées dommages (Jolliet *et al.*, 2005). Situés en amont de la chaîne, les effets de premier ordre découlant

directement des activités (émissions et extractions) sont associés aux impacts orientés « problème ». Cette approche permet de regrouper et de caractériser tous les résultats de l'inventaire ayant des effets similaires dans une même catégorie d'impact, également appelé « catégorie midpoint ». Les effets de second ordre, situés en aval de la chaîne, caractérisent les impacts orientés « dommages ». Une telle approche consiste à agréger les résultats précédents afin d'évaluer la contribution des différentes catégories midpoint à une ou plusieurs catégories de dommages, également appelé « catégorie endpoint ». Ces dernières considèrent les impacts sur différentes aires de protection, tel que la santé humaine, la qualité de l'écosystème, etc.

L'approche orientée problème a l'avantage d'être plus pertinente d'un point de vue environnemental puisque la modélisation est transparente. Toutefois elle risque d'être moins accessible du fait que son interprétation est plus difficile par le grand public. A l'inverse, l'approche orientée dommage permet une meilleure compréhension et interprétation des résultats. Ces derniers facilitent la communication des impacts potentiels puisqu'ils touchent des valeurs sociétales d'intérêt. Par contre, ils sont plus incertains en raison de la difficulté de modélisation et d'agrégation le long de la chaîne cause à effet (Udo de Haes et Lindeijer, 2002). D'après Jolliet *et al.* (2004), le développement des approches combinées « midpoint-endpoint » est de plus en plus préconisé au sein d'une même méthode d'évaluation des impacts. Elle offre ainsi la possibilité aux praticiens de choisir parmi les deux alternatives de caractérisation.

Il existe de nombreuses méthodes d'ÉICV, développées pour un contexte géographique spécifique, et pour lesquelles les catégories ou les modèles de caractérisation peuvent différer. Une analyse comparative plus approfondie de ces méthodes par rapport à leur complétude vis-à-vis de la caractérisation des impacts de l'utilisation des terres est présentée à la section 1.3.6.

#### **1.2.4.2 Éléments facultatifs**

L'étape de *normalisation* évalue l'importance des résultats d'indicateur par rapport à des valeurs de référence, par exemple la totalité des entrants et des sortants d'une zone donnée par habitants. Elle permet ainsi de mettre les résultats de toutes les catégories d'impact sous une même unité afin d'effectuer les étapes subséquentes. L'importance relative et la contribution de chaque résultat de caractérisation du système de produit à l'étude est ainsi définie.

L'étape de *regroupement* consiste à trier les catégories d'impacts au préalable puis à les classer dans un ou plusieurs ensembles.

L'étape de *pondération* permet de définir l'importance relative des résultats d'indicateur en se basant sur des choix de valeurs sociales, politiques et éthiques établies par des comités d'experts ou d'échantillons de la population cible (Jolliet *et al.*, 2005). Les résultats peuvent par la suite être agrégés afin d'obtenir un indicateur d'impact unique.

L'étape d'*analyse de la qualité des données* d'ÉICV propose plusieurs techniques spécifiques permettant de mieux comprendre la fiabilité des résultats d'indicateur et d'interpréter le profil d'ÉICV obtenu. A titre d'exemple, il peut s'agir d'une analyse de gravité, d'incertitude ou de sensibilité sur les données.

### **1.2.5 Interprétation**

La quatrième phase selon les normes ISO d'une étude ACV est celle de l'interprétation des résultats de l'ICV et l'ÉICV. Elle permet également de faire la comparaison entre les différents scénarios et nécessite une analyse de l'incertitude des résultats afin de juger de la pertinence de l'étude. Sur la base de l'ensemble de ces analyses, il est possible d'identifier les particularités significatives du système étudié, d'établir des conclusions et de fournir des recommandations.

### **1.2.6 Limitations de l'ACV**

En dépit de ses nombreux avantages et caractéristiques particulières, l'ACV présente quelques limitations quant à son application. Celles-ci comprennent des limites relatives aux choix des données et du modèle de conception ainsi que des limites d'ordre méthodologiques (Finnveden, 2000; Pennington *et al.*, 2004; Jolliet *et al.*, 2005). D'une part, la difficulté d'effectuer une ACV complète réside souvent au niveau de l'accessibilité aux données pour les flux d'inventaire intégraux d'un produit et leur disponibilité. Le recours aux données génériques devient incontournable, ce qui induit certains risques d'incertitude sur les résultats d'impacts et leur interprétation. D'autre part, certaines limitations sont par rapport à la portée géographique spatiale et/ou temporelle des données d'inventaire, des études et des méthodes d'évaluation des impacts (ÉICV). Ceci entraîne des sources d'incertitudes liées aux problèmes d'extrapolation, de transposition et de représentativité surtout lorsque les variations biogéographiques à l'échelle du globe ne sont pas considérées. Cette dernière touche particulièrement la catégorie d'impact relative à l'utilisation des terres.

## **1.3 Évaluation des impacts de l'utilisation des terres en ACV**

### **1.3.1 Historique et mise en contexte**

Bien que les impacts potentiels engendrés par l'utilisation des terres soient pertinents d'un point de vue environnemental, il n'y a pas de consensus quant au choix de la méthode de caractérisation à privilégier au sein de la communauté scientifique en ACV. Suite aux premières approches proposées à partir de 1992, des groupes de travail (Udo de Haes *et al.*, 1999) se sont formés afin de mettre en place un cadre conceptuel cohérent et d'harmoniser les méthodes.

Tout d'abord, les premières approches suggérées n'ont considéré ces impacts que de manière préliminaire en se basant uniquement sur les données d'inventaire (surface et durée d'utilisation) (Baumann *et al.*, 1992; Heijungs, 1992; Fava *et al.*, 1993). Par la suite, le développement des approches plus sophistiquées a permis d'introduire la notion de qualité pour caractériser la dégradation d'un écosystème et évaluer les impacts potentiels dus à l'exploitation de ces terres (Blonk *et al.*, 1997; Lindeijer, 2000b).

Depuis les premiers développements, plusieurs difficultés méthodologiques par rapport à la définition des impacts et les moyens de caractérisation sont soulevées dans la littérature (Heijungs *et al.*, 1997). Les principales limitations en cause sont le choix parmi les mécanismes environnementaux à modéliser, les indicateurs d'impact appropriés, leur intégration ainsi que la disponibilité et l'accès aux données.

Les sections suivantes présentent les éléments-clés nécessaires pour la quantification des impacts associés à l'utilisation des terres, notamment les voies d'impact d'intérêt (section 1.3.2), le type d'intervention environnementale à considérer (section 1.3.3), la méthode de caractérisation de l'impact (section 1.3.4) et le concept de la différenciation spatiale (section 1.3.5). Une revue synthèse des méthodes existantes est ensuite effectuée (section 1.3.6).

### **1.3.2 Aires de protection, mécanismes environnementaux et voies d'impact**

Par sa nature holistique, l'ACV évalue de nombreux impacts potentiels ayant attrait à différents enjeux de nature globale. Ces derniers représentent les aires de protection d'intérêt pour la société et pour lesquelles les dommages sont caractérisés. Généralement, quatre aires de protection sont

identifiées selon la terminologie de l'ACV (Udo de Haes *et al.*, 2002; Rebitzer *et al.*, 2004): l'environnement naturel, les ressources naturelles, l'environnement bâti et la santé humaine.

De plus, une distinction entre les valeurs intrinsèques et les valeurs instrumentales (fonctionnelles) doit être établie (Udo de Haes et Lindeijer, 2002):

- la valeur intrinsèque met en perspective le caractère inhérent d'un sujet à protéger (par exemple la biodiversité d'un environnement naturel)
- la valeur instrumentale représente une valeur utilitaire n'ayant pas de fin en soi mais plutôt un moyen pour y arriver (par exemple l'ensemble des fonctions écologiques)

Les conséquences environnementales de l'utilisation des terres se répercutent, de manière directe ou indirecte, sur toutes les aires de protection et impliquent divers mécanismes (Tableau 1.4).

Tableau 1.4: Identification des aires de protection affectées par l'utilisation des terres

Aire de protection		Description de la voie d'impact affectée
Environnement naturel	Biodiversité :	Modification de la distribution des espèces à travers la destruction des habitats et perte de la biodiversité [1, 2, 3, 4, 5]
	Fonctions écologiques :	Altération d'une série de processus naturels, telles que les cycles de nutriments, les cycles hydrologique, la filtration et capacité tampon, etc. [1, 2, 3, 4, 5]
Ressource naturelle	Concurrence :	Limitation de la disponibilité des terres en tant que <i>ressource</i> à un usage exclusif [3]
	Capacité de production biotique :	Effets néfaste sur la production de biomasse, d'aliment et son accessibilité par la population humaine [1, 4]
Environnement bâti	Valeurs culturelles et du paysage :	Dégradation et perte de valeurs esthétiques et culturelles relatives aux impacts morphologiques sur les paysages [1, 4]
Santé humaine	Catastrophe naturelle :	Perturbation des conditions de vie et du bien être humain suite à la dégradation ultime de l'environnement (épisodes d'inondations et de glissements de terrain) [4]
	Séquestration du carbone et changement climatique:	Modification de la capacité de séquestration de carbone dans la végétation et le sol et contribution au changement climatique, ce qui affecte la santé humaine [4]

[1] Cowell et Lindeijer (2000); [2] Koellner (2000); [3] Lindeijer *et al* (2002); [4] Müller-Wenk (1998); [5] Weidema et Lindeijer (2001)

À ce stade jeune de développement de méthodes, plusieurs liens de causalité parmi les nombreux mécanismes proposés ont été jugés difficilement quantifiables ou de faible pertinence environnementale:

- La caractérisation des impacts dus à une concurrence pour l'utilisation des terres relèvent de problématiques économiques et de choix politiques dont les conséquences dépendent de l'offre et de la demande du marché. En dépit de leur importance (Guinée, 2002), ces derniers sont exclus puisqu'ils sont difficilement quantifiables par une approche ACV traditionnelle (Weidema et Lindeijer, 2001; Lindeijer *et al.*, 2002);
- La quantification de valeurs culturelles et esthétiques relatives à un paysage est controversée puisqu'elle risque de devenir subjective selon l'opinion publique et la société (Müller-Wenk, 1998; Goedkoop et Spriensma, 2000; Weidema et Lindeijer, 2001);
- Le lien de causalité indirect décrivant les impacts de l'utilisation des terres sur la santé humaine n'est pas énormément exploité dus aux manques de données et à la difficulté de valider l'occurrence de tels événements (Müller-Wenk, 1998). L'intégration des attributs biophysiques observables et leurs effets sur le bien-être humain nécessite un réel défi (Carpenter *et al.*, 2006).

Pour ces raisons, la grande majorité des méthodes de quantification en ACV proposées dans la littérature se sont concentrées davantage à évaluer les dommages sur l'environnement naturel.

Basé sur les recommandations antérieures publiées, le groupe de travail sur les ressources et l'utilisation des terres en ACV de l'UNEP/SETAC LCI a récemment établi un cadre conceptuel cohérent (Milà i Canals *et al.*, 2007a). Ce dernier permet de poser les bases pour le développement de méthodes d'évaluation plus consensuelles et identifie les trois voies d'impacts majeures à modéliser:

- Impacts sur la biodiversité: évaluation des changements dans la distribution des espèces (valeur intrinsèque et élément de l'écosystème naturel);
- Impacts sur le potentiel de production biotique: principale fonction du sol exploitée directement par l'homme et qui définit l'aspect de ressource naturelle d'un sol (valeur fonctionnelle et élément des ressources naturelles);

- Impacts sur qualité écologique du sol : comprend toutes les autres fonctions écologiques de support et de maintien (LSF pour « Life Supporting Function ») fournies par un écosystème terrestre et qui lui permettent de participer au fonctionnement de la biosphère (valeur fonctionnelle et élément de l'écosystème naturel).

### 1.3.3 Intervention environnementale et flux d'inventaire

Dans une perspective d'ICV, deux interventions environnementales distinctes sont identifiées afin de décrire les mécanismes environnementaux associés aux impacts de l'utilisation des terres (Lindeijer *et al.*, 2002).

D'une part, le *processus d'occupation* se réfère à la phase durant laquelle les terres sont utilisées à des fins d'activités humaines ayant une vocation bien connue (par exemple l'agriculture, un immobilier, etc.). D'autre part, le *processus de transformation* correspond au changement de vocation d'un terrain pour répondre aux besoins d'un nouveau processus d'occupation (par exemple la déforestation pour les fins d'une agriculture). Contrairement au cas de la transformation, où une modifications des caractéristiques physiques du sol sont observées, les propriétés et la qualité des terres sont souvent considérées comme maintenues quasi-constantes lors de la phase d'occupation (Müller-Wenk, 1998).

Les données inventoriées comprennent : le type d'intervention pour le type d'usage analysé, la surface utilisée ou transformée (en m<sup>2</sup> ou ha) et la durée d'occupation (an). Et, les flux élémentaires correspondant sont mesurés de la manière suivante :

- Processus d'occupation : en unité de surface utilisée pendant une période de temps déterminée (par exemple m<sup>2</sup>\*an)
- Processus de transformation : en unité de surface transformée (par exemple m<sup>2</sup>)

### 1.3.4 Caractérisation des impacts

Dans une perspective d'ÉICV, contrairement aux catégories d'impacts visant à évaluer les émissions, la caractérisation de la catégorie « utilisation des terres » n'est pas structurée selon les étapes conventionnelles du devenir, de l'exposition et de l'effet, ni basée sur des bilans de masses et d'énergie. L'évaluation de ses impacts repose plutôt sur le changement de la qualité environnementale (QE) affectée par l'usage. Ainsi, elle ne doit donc pas s'en tenir aux résultats

de l'inventaire mais doit considérer l'évolution de la QE pour le type de processus associé (Milà i Canals *et al.*, 2007a). L'équation générale utilisée pour quantifier les impacts est la suivante:

$$\text{Impact} = \text{Flux d'inventaire} * \text{Facteur de caractérisation} \quad (1.1)$$

Le facteur de caractérisation (FC) permet de mesurer la perte de qualité relative à un état de référence et est évalué à l'aide d'un indicateur d'impact approprié.

### Courbe de qualité

L'évolution de la QE suite à une série d'interventions est décrite à l'aide d'une courbe dynamique présentée à la Figure 1.4. Celle-ci constitue un élément central pour quantifier les impacts potentiels, c'est-à-dire le changement de qualité suite à une utilisation donnée. L'axe des ordonnées représente la mesure de la QE pour laquelle des indicateurs doivent être définis pour chacune des voies d'impact spécifiques. L'axe des abscisses représente le temps, et l'aire (A) de surface de terres constante utilisée est montrée comme une troisième dimension. L'amplitude des impacts est ainsi proportionnelle à l'aire et se calcule en intégrant QE dans le temps.

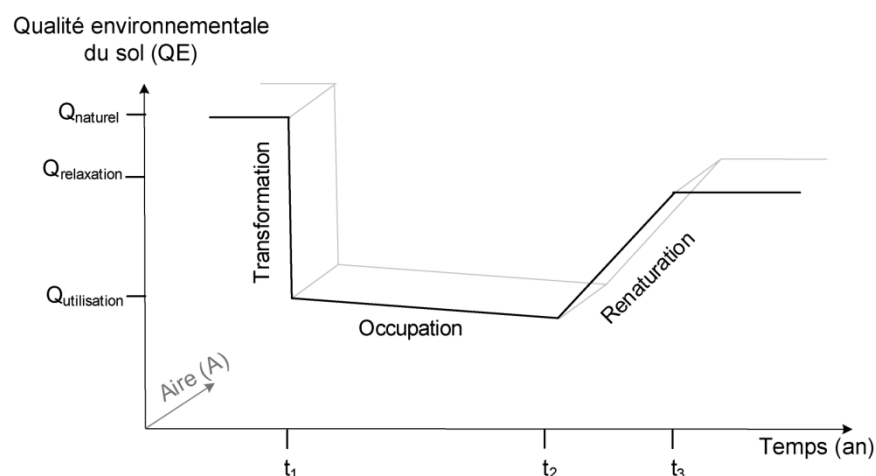


Figure 1.4: Courbe de qualité environnementale (adaptée de Lindeijer *et al.* (2002))

Tout d'abord, au temps  $t_1$ , une surface de terres naturelles (par exemple une forêt) est transformée afin de l'adapter à une nouvelle activité économique. Ceci engendre généralement une perte de la QE de  $Q_{initial}$  à  $Q_{utilisation}$ . Ensuite, la phase d'occupation a lieu jusqu'au temps  $t_2$  où la qualité, affectée par le mode de gestion des terres est maintenue presque constante dans le temps. Finalement, à la fin de l'occupation, les terres sont généralement abandonnées. Dues aux forces de la nature, une renaturation des terres a lieu et la QE se rétablit graduellement de manière



spontanée jusqu'à atteindre un niveau permanent  $Q_{renaturation}$  au temps  $t_3$ . Les terres peuvent également subir une renaturalisation gérée ou contrôlée pour l'atteinte d'une QE permanente.

En pratique, une forme simplifiée de la courbe suppose que la dégradation de la QE durant la phase d'occupation (entre le temps  $t_1$  et  $t_2$ ) peut être considérée négligeable en comparaison avec celle observée au moment de la transformation d'un espace naturel (Lindeijer *et al.*, 2002). Par conséquent  $Q_{utilisation}$  est maintenu constant.

### Évaluation des impacts

A l'aide de la courbe de qualité décrite, la phase de caractérisation des impacts consiste à quantifier l'impact associé aux deux interventions environnementales, l'occupation et la transformation. Bien que la définition de l'impact d'une occupation fasse l'unanimité, il est possible de noter une divergence par rapport à la terminologie employée pour désigner l'impact d'une transformation (Schmidt, 2008).

#### Impacts d'occupation

Les impacts associés à un processus d'occupation correspondent à un maintien de la qualité des terres à un certain niveau, retardant le début de la phase de renaturation d'une période égale au temps d'occupation (Müller-Wenk, 1998; Weidema et Lindeijer, 2001; Lindeijer *et al.*, 2002). Ces impacts sont calculés à l'aide de la différence de qualité maintenue entre la phase d'utilisation ( $Q_{utilisation}$ ) et celle correspondant à la situation de référence ( $Q_{relaxation}$ ). De manière simplifiée, l'amplitude de l'impact est généralement approximée par l'aire du parallélogramme considérant l'aspect temporel et s'exprime en unité de surface\*temps\*qualité.

$$I_{occupation} = A * (t_2 - t_1) * (Q_{relaxation} - Q_{utilisation}) \quad (1.2)$$

#### Impacts de transformation

Dans le cas d'un processus de transformation, où les impacts associés entraînent un changement de qualité comparativement à la situation de référence, deux approches se distinguent : 1) l'impact net de la transformation et 2) l'impact relatif à la phase de transformation.

La première approche représente en fait l'impact d'un changement permanent correspondant à une situation irréversible dont la différence nette de qualité entre l'état initial ( $Q_{initial}$ ) et l'état de référence ( $Q_{relaxation}$ ) est irrévocable (Van der Voet, 2001; Lindeijer *et al.*, 2002; Milà i Canals *et*

*al.*, 2007b). L'amplitude de l'impact est mesurée à partir de la différence de changement de qualité nette multipliée par la surface de terres et s'exprime en unité de surface\*qualité.

$$I_{\text{permanent}} = A * (Q_{\text{initial}} - Q_{\text{relaxation}}) \quad (1.3)$$

La deuxième approche considère que lorsqu'un processus de transformation n'est pas suivi d'une occupation, la renaturation spontanée a lieu immédiatement et de manière graduelle (Koellner, 2001; Lindeijer *et al.*, 2002; Milà i Canals *et al.*, 2007a). Cette approche suppose une récupération totale de la QE naturelle ( $Q_{\text{relaxation}} \approx Q_{\text{initial}}$ ). La transformation des terres représente ainsi une réduction de la qualité durant la phase de renaturation et l'amplitude de l'impact est généralement approximée par l'aire du triangle et s'exprime en unité de surface\*temps\*qualité.

$$I_{\text{transformation}} = A * (t_3 - t_2) * \frac{1}{2} * (Q_{\text{relaxation}} - Q_{\text{utilisation}}) \quad (1.4)$$

### Choix de la situation de référence

Le choix d'une QE de référence n'est pas arbitraire (Weidema et Lindeijer, 2001) et plusieurs scénarios sont possibles (Schmidt, 2008): une référence historique avant toute intervention anthropogénique, l'état précédent le processus de transformation, la moyenne régionale ou encore la QE maximale régionale. Toutefois, afin d'éviter tout problème d'allocation entre plusieurs utilisations successives à savoir « quelle portion d'impact doit être comptabilisée à quelle utilisation? », le choix d'une référence dynamique tel le potentiel de renaturation (PNV pour « Potential Natural Vegetation ») est jugé comme étant le plus approprié (Lindeijer *et al.*, 2002; Milà i Canals *et al.*, 2007a). Ce dernier fait référence à un scénario alternatif qui correspond à la « non-utilisation des terres et l'absence d'une telle activité humaine » (Milà i Canals *et al.*, 2006).

Le temps de renaturation dépend de plusieurs facteurs, notamment les conditions biogéographiques et l'emplacement du terrain, l'intensité du processus de transformation (Müller-Wenk, 1998) ainsi que de la grandeur de la surface (Milà i Canals *et al.*, 2007a). De nombreuses publications proposent des données d'estimation possibles. Certaines sont fournies de manière grossière pour différents écosystèmes régionaux en fonction de l'altitude et de la latitude et varient entre 50 et 220 ans (Weidema et Lindeijer, 2001), alors que d'autres suggèrent des données plus spécifiques tenant compte de l'intensité du type d'utilisation sur la régénération naturelle de biomes situés en Europe et varient entre 1 et 10 000 ans (Müller-Wenk, 1998; Koellner et Scholz, 2007; Schmidt, 2008).

### 1.3.5 Différenciation spatiale

Par sa nature holistique, l'ACV est un outil adapté pour prendre en compte divers aspects environnementaux et ce, dans une perspective globale. Toutefois, l'utilisation de données génériques qui ne considèrent pas la variabilité spatiale, dont dépendent plusieurs catégories d'impacts de type régional et local, a souvent été sujet de nombreux débats (Fava *et al.*, 1993; Perriman, 1995; Potting et Hauschild, 2006). Les premières démarches vers une différenciation spatiale réalisées pour les impacts de l'acidification (Potting et Hauschild, 1997) et de la toxicité humaine (MacLeod *et al.*, 2001; Rochat *et al.*, 2006) ont démontré la nécessité d'intégrer une telle dimension. Ceci permet non seulement d'évaluer l'incertitude associée à la variabilité spatiale des FCs génériques, mais également d'identifier l'échelle de résolution appropriée pour une évaluation plus adéquate (Sedlbauer *et al.*, 2007b). Deux types d'échelles spatiales sont généralement utilisés dans les méthodes ÉICV : les frontières politiques (Bare *et al.*, 2003) et les frontières écologiques (Toffoletto *et al.*, 2007).

En dépit des coûts élevés possibles (Koellner et Scholz, 2007), les développements récents de modèles de caractérisation en ÉICV se dirigent vers une intégration des paramètres spatiaux les plus dominants afin d'obtenir des résultats plus pertinents. Selon le groupe de travail de l'UNEP-SETAC/LCI sur l'ÉICV, les différentes catégories d'impacts doivent permettre, lorsque l'étude l'exige, une évaluation dépendante de la localisation mais également une application générique plus globale (Udo de Haes *et al.*, 2002).

Les enjeux environnementaux de l'utilisation des terres constituent des impacts d'ordre local et régional qui varient énormément selon les conditions de l'emplacement où l'intervention a lieu. La mesure de la QE des terres est influencée par de nombreux facteurs biogéographiques et écologiques, notamment le climat, le type de sol, la pente du terrain, le couvert végétal ainsi que le type d'usage (Milà i Canals *et al.*, 2007a). D'un point de vue opérationnel, peu d'informations géographiques sont incluses dans le cadre des méthodes d'analyse d'ÉICV. De plus, la base de données *ecoinvent* ne fournit aucune information géo-spatiale (Jolliet *et al.*, 2005), faisant en sorte que le résultat calculé à partir des données fournies ne permet pas de différencier l'impact selon le lieu d'utilisation des terres. La portée géographique de tels résultats peut donc être jugée insuffisante, surtout pour un contexte canadien qui s'étend sur plusieurs types d'écosystèmes naturels. À cet effet, Sedlbauer *et al.* (2007b) soulignent que la variabilité des impacts locaux

évaluée au sein d'un même pays risque d'être plus grande que celle observée entre différents pays.

### **1.3.6 Principales méthodes d'évaluation existantes**

#### **1.3.6.1 Revue des méthodes et des indicateurs**

Afin de modéliser les différentes voies d'impacts pertinentes (section 1.3.2) dans un contexte d'ACV, plusieurs indicateurs et méthodes de quantification de la QE sont répertoriés dans la littérature. Ces méthodes peuvent être regroupées selon deux catégories : les méthodes conceptuelles et les méthodes opérationnelles.

Une liste non exhaustive des méthodes conceptuelles, présentées dans le Tableau 1.5, correspondent aux méthodes d'analyse suggérées dans la littérature mais qui ne sont pas nécessairement utilisées sur le plan opérationnel. En fonction de la disponibilité de l'information, la voie d'impact, le niveau spatial adopté ainsi que le type d'application possible ont été identifiées.

Les méthodes opérationnelles, présentées au Tableau 1.6, correspondent aux différentes méthodes ÉICV les plus couramment utilisées et dont certaines se basent sur l'approche des méthodes conceptuelles. Ces méthodes opérationnelles ont été développées afin de faire face à la différenciation spatiale des impacts régionaux ou locaux en intégrant des caractéristiques spécifiques aux frontières géographiques. Elles permettent ainsi d'évaluer un inventaire d'émission représentatif d'un contexte géographique défini. Le choix d'une méthode par rapport à une autre dépend entre autres des préférences du praticien, des objectifs de l'étude, de sa portée géographique et de la pertinence des modèles de caractérisation. Les méthodes indiquées par (\*) correspondent à celles qui sont déjà adaptées à la classification européenne des types d'usage CORINE (Bossard *et al.*, 2000) et opérationnelles dans la version récente de la base de données *ecoinvent* (Hischier *et al.*, 2009).

Tableau 1.5: Résumés des méthodes conceptuelles de caractérisation des impacts de l'utilisation des terres en ACV

#	Publication	Indicateur	Voie d'impact	Description de la caractérisation	Périmètre et niveau spatial	Application possible	Type d'approche
1	<i>Baumann et al. (1992)</i>	Sommation des surfaces de terres occupées	Disponibilité	Quantification sommaire de la disponibilité et la rareté des terres	N/D	Tout type d'usage, sans spécification	Indicateur d'efficacité
2	<i>van Ewijk et al. (2000)</i>	Sommation des surfaces de terres multipliée par la fraction de temps d'occupation	Disponibilité	Quantification sommaire liée aux données d'inventaire	N/D	Tout type d'usage, sans spécification	Indicateur d'efficacité
3	<i>Cowell (1998)</i>	Surface relative, nombre d'espèces rares, nombre d'espèces et nombre d'individus	Biodiversité	Combinaison de 4 indicateurs de biodiversité globale pour évaluer la déplétion physique des habitats	National : Royaume-Unis	N/D	Indicateur-clé unique
4	<i>Müller-Wenk (1998)</i>	Pourcentage de plantes vasculaires menacées	Biodiversité	Fonction de dommage sur l'écosystème	National: Suisse et Allemagne	2 classes d'intensité (forte intensité / faible intensité)	Indicateur-clé unique
5	<i>Cowell et Clift (2000)</i>	Groupe de facteurs décrivant des changements dans le sol <sup>1</sup>	Quantité et qualité du sol (productivité)	Mesure basée sur le changement d'une série de facteurs permettant d'évaluer la productivité agricole	Spécifique : étude de cas	Usage agricole	Série d'indicateurs

<sup>1</sup> Masse de sol, nutriments, mauvaises herbes et graines de mauvaises herbes, agents pathogènes, sel, pH, matière organique, texture et structure du sol, compactage du sol

Tableau 1.5: Résumés des méthodes conceptuelles de caractérisation des impacts de l'utilisation des terres en ACV (suite)

#	Publication	Indicateur	Voie d'impact	Description de la caractérisation	Périmètre et niveau spatial	Application possible	Type d'approche
6	<i>Lindeijer (2000a)</i>	Production primaire nette libre (fNPP <sup>2</sup> )	Potentiel de productivité	Mesure axée sur la capacité productive d'un sol et proxy LSF	Global : écosystème <sup>3</sup>	7 types d'usage (occupation) et 3 types d'usage (transformation)	Indicateur-clé unique
		Diversité des plantes vasculaires	Biodiversité	Mesure dérivée du taux d'accumulation des espèces (et non leur densité)	Global : écosystème	7 types d'usage (occupation) et 3 types d'usage (transformation)	Indicateur-clé unique
7	Weidema et Lindeijer (2001)	Diversité des plantes vasculaires	Biodiversité	Inclut la densité des espèces, la rareté et la vulnérabilité de l'écosystème	Global : 12 biomes	6 types d'usage	Indicateur-clé unique
		Production primaire nette (NPP)	Potentiel de productivité	Proxy pour plusieurs LSFs (cycle du carbone, cycle hydrique, etc.)	Global : 14 écosystèmes terrestres	6 types d'usage	Indicateur-clé unique
8	<i>Brentrup et al. (2002)</i>	Potentiel de dégradation de la naturalité (NDP)	N/D	Approche basée sur le concept d'hémérobie qui mesure la dégradation de la naturalité d'un espace	Europe : 10 régions biogéographiques	13 types d'usage	Indicateur par classe d'utilisation
9	<i>Baitz (2002)</i>	8 indicateurs fonctionnels	LSF	Indicateurs de qualité basés sur l'aspect fonctionnel et la performance d'une série de services fournis par le sol	Spécifique : étude de cas en Allemagne	Tout type d'usage, sans spécification et basé sur le niveau d'anthropisation	Approche fonctionnelle

<sup>2</sup> fNPP = NPP – NCP avec NPP: production primaire nette et NCP: biomasse consommée par l'homme

<sup>3</sup> Système de classification des écosystèmes non identifiée dans la publication

Tableau 1.5: Résumés des méthodes conceptuelles de caractérisation des impacts de l'utilisation des terres en ACV (suite)

#	Publication	Indicateur	Voie d'impact	Description de la caractérisation	Périmètre et niveau spatial	Application possible	Type d'approche
10	Koellner et Scholz (2008)	Richesse spécifique des plantes	Biodiversité	Mesure basée sur la relation entre la diversité des espèces et la superficie (échelle locale) et la courbe de raréfaction (échelle régionale)	National : Suisse et Europe centrale (non validé)	53 types d'usage et 6 classes d'intensité (classification CORINE)	Indicateur-clé unique
11	Vogtlander et al.(2004)	Richesse des plantes vasculaires et rareté des écosystèmes	Biodiversité	Quantification basée sur 1) la richesse spécifique et 2) la rareté des écosystèmes à travers la valeur botanique puis 3) converti en un indicateur unique	National: Pays-Bas	Types d'usage basés sur ceux de Koellner (2000)	Indicateur-clé unique
12	Milà i Canals et al.(2007b)	Matière organique du sol (SOM)	LSF	Suppose une corrélation entre SOM et la qualité des sols agro-forestiers pour évaluer les impacts sur l'ensemble des LSFs	Spécifique : étude de cas en Catalogne	Usage agricole et forestier	Indicateur-clé unique
13	Müller-Wenk et Brandão (2010)	Capacité de séquestration du carbone	LSF : réchauffement climatique	Mesure de la quantité de carbone transférée entre la végétation/sol et l'atmosphère et sa contribution au changement climatique	Global : 5 zones bioclimatique	3 types d'usage	Indicateur-clé unique
14	Wagendorp et al.(2006)	Capacité de l'écosystème à dissiper l'exergie <sup>4</sup> solaire	Fonction thermodynamique d'un écosystème	Mesure des caractéristiques thermiques basée sur la température, la capacité tampon thermique et la dissipation de l'exergie	N/D	15 types d'usage	Indicateur-clé unique

<sup>4</sup> L'exergie correspond à la quantité d'énergie obtenue lorsqu'une matière est amenée à l'équilibre avec son environnement

Tableau 1.6: Résumé des principales méthodologies ÉICV disponibles

Méthode ÉICV	Indicateur de catégorie	Facteur de caractérisation	Niveau de caractérisation	Contexte géographique	Source
<i>Éco-Indicateur 99</i> (*)	Domage sur la qualité de l'écosystème : effet régionale et local sur les plantes vasculaires (approche basée sur Koellner (2000))	Disponibles pour 12 types d'usage et 6 classes d'intensité (PDF·m <sup>2</sup> ·an) <sup>5</sup>	Domage	Pays-Bas (Données suisses)	(Goedkoop et Spriensma, 2000)
<i>CML 2001</i> (*)	Disponibilité : limitation à un usage exclusif de la ressource	Pour tout type d'usage (m <sup>2</sup> ·an)	Problème	Pays-Bas	(Guinée <i>et al.</i> , 2001)
	Dégradation de LSF : NPP	N/D	N/D		
	Perte de biodiversité: effet régionale et local sur les plantes vasculaires (approche d'Éco-Indicateur 99)	Disponibles pour 12 types d'usage et 6 classes d'intensité (PDF·m <sup>2</sup> ·an)	Domage		
<i>Impact 2002+</i> (*)	Surface de terre occupée divisée par le flux de référence (surface de terres arable.an)	Pour tout type d'usage (m <sup>2</sup> <sub>eq terre arable organique</sub> · an)	Problème	Europe	(Jolliet <i>et al.</i> , 2003)
	Domage sur la qualité de l'écosystème : effet régionale et local sur les plantes vasculaires (approche basée sur Koellner (2000))	Disponible pour l'occupation uniquement (PDF·m <sup>2</sup> ·an)	Domage		
<i>EDIP 2003</i> (*)	N/D	N/D	Problème	Danemark	(Hauschild et Potting, 2005)

<sup>5</sup> PDF correspond à la fraction potentielle d'espèces disparue (Potential Disappeared Fraction of species)



Tableau 1.6: Résumé des principales méthodologies ÉICV disponibles (suite)

Méthode ÉICV	Indicateur de catégorie	Facteur de caractérisation	Niveau de caractérisation	Contexte géographique	Source
<i>TRACI</i> (*)	Catégorie disponible mais non intégrée à la méthode (en développement)	N/D	Problème	États-Unis	(Bare <i>et al.</i> , 2003)
<i>LIME</i>	Perte de productivité : NPP	Disponible pour plusieurs types d'usage (nombre non déterminé)	Problème	Japon	(Itsubo et Inaba, 2003)
	Perte de biodiversité : diversité des plantes vasculaires et risque d'extinction	Disponible pour plusieurs types d'usage (nombre non déterminé)	Domage		
<i>LUCAS</i>	Catégorie disponible mais non intégrée à la méthode (en développement)	N/D	Problème	Canada (Ecozones)	(Toffoletto <i>et al.</i> , 2007)
<i>ReCIPe</i> (*)	Surface de terre occupée pour une durée déterminée	Disponible pour 3 types d'usage (m <sup>2</sup> .an)	Problème	Pays-Bas	(Goedkoop <i>et al.</i> , 2008)
	Domage sur la qualité de l'écosystème : densité des plantes	Disponible pour 18 types d'usage (occupation : PDF.m <sup>2</sup> .an) et 4 types d'usage (transformation : PDF.an)	Domage		

### 1.3.6.2 Analyse critique des méthodes

Le recensement des méthodes de caractérisation souligne leur manque de cohérence et de complétude, ce qui résulte actuellement en une estimation grossière des impacts potentiels de l'utilisation des terres en ACV. En pratique, une quantification appropriée des impacts doit être capable de décrire les mécanismes environnementaux, soit les liens de causes à effets qui existent entre les résultats de l'ICV et les différents niveaux d'impacts afin d'évaluer les différentes voies d'impacts (Jolliet *et al.*, 2004).

Malgré les critiques portées sur l'approche rudimentaire proposée dans les toutes premières méthodes (Cowell et Clift, 2000; Lindeijer *et al.*, 2002), la mesure relative à la disponibilité des terres est tout de même utilisée dans certaines méthodologies ÉICV. Cet indicateur d'efficacité [#1, #2] simple orienté « problème » repose sur une transcription de l'inventaire (Lindeijer, 2000b). Ainsi, il omet de caractériser les effets possibles ou encore de différenciation parmi les types d'usage.

Parmi les méthodes (conceptuelles et opérationnelles) plus évoluées intégrant la notion de QE pour évaluer la voie d'impact correspondante, deux types d'approches se distinguent: l'approche par indicateur-clé unique et l'approche fonctionnelle.

#### Approches conceptuelles

Plusieurs indicateurs-clé sont suggérés pour quantifier les impacts potentiels sur la *biodiversité*. Malgré leur faible représentativité au sein de tous les écosystèmes mondiaux, la diversité et la richesse des plantes vasculaires semblent faire l'unanimité au sein de la communauté scientifique [#6, #10]. Des indicateurs plus complexes, intégrant la proportion de plantes menacées [#4], la rareté [#3, #7], la vulnérabilité des écosystèmes [#7] ou encore la valeur botanique [#11] sont également disponibles.

En revanche, en dépit de sa pertinence environnementale, peu de développements consensuels sont proposés pour les impacts sur la *qualité écologique d'un sol*, soit *ses fonctions écologiques*. Cette lacune est souvent soulignée dans la littérature (Lindeijer, 2000b; Pennington *et al.*, 2004; Milà i Canals *et al.*, 2007a).

L'indicateur le plus populaire est le NPP [#7] et fNPP [#6] qui correspondent à des mesures de production et de croissance de la biomasse. D'après Bouma (2002), ceux-ci dépendent de

plusieurs facteurs (climat, utilisation de fertilisants, etc.) et sont mieux adaptés pour exprimer les effets de différentes pratiques de gestion agricoles uniquement à court-terme. Malgré que le potentiel de production de biomasse primaire soit principalement évalué, ces indicateurs sont généralement utilisés comme proxy pour évaluer la qualité du sol et par conséquent, l'ensemble de ses fonctions écologiques. Par ailleurs, considérant le rôle central du carbone organique dans le sol, le SOM [#12] est proposé comme un indicateur de la qualité d'un sol puisqu'il participe à plusieurs de ses fonctions écologiques. Si cette approche offre l'avantage d'utiliser un seul indicateur-clé, elle tend à être limitée à des systèmes agro-forestiers (Milà i Canals *et al.*, 2007b). Finalement, un indicateur pour mesure de la capacité de séquestration du carbone dans le sol et son transfert dans l'air est suggéré afin d'évaluer la contribution des impacts de l'utilisation des terres sur le *réchauffement climatique* [#13]. Décrivant uniquement la fonction de régulation climatique, de nombreux attributs relatifs à la qualité d'un sol ne sont pas comptabilisés. Cette approche peut ainsi être utilisée de manière complémentaire aux autres indicateurs d'impacts proposés (biodiversité, capacité productive, etc.)

Plutôt que d'évaluer les impacts à l'aide d'un indicateur-clé, l'approche fonctionnelle proposée par Baitz (2002) [#9] se base sur différents attributs de la qualité d'un sol afin d'évaluer sa capacité à remplir huit fonctions écologiques: la résistance à l'érosion, la fonction de filtration et de tampon, la fonction de régénération de l'eau souterraine, la fonction de régulation et de décharge de l'eau, le rendement de potentiel biotique, la protection contre les émissions, le potentiel de stabilité et la fonction de transformation microbiologique. Toutefois, son application dépend de la disponibilité des données et nécessite une collecte intensive de plusieurs paramètres. Basée sur une série d'indicateurs, cette méthode est considérée plus sophistiquée et une extension de l'approche traditionnelle par indicateur unique (Lindeijer, 2000b). Toutefois, la présence de plusieurs indicateurs la rend moins intéressante et l'indicateur unique est généralement préconisé pour éviter les problèmes d'agrégation et de pondération (Cowell, 1998).

Enfin, des méthodes par la thermodynamique, n'ayant pas encore fait leur preuve d'un point de vue pratique, ont également été abordées. Celles-ci sont basées sur la capacité des écosystèmes à dissiper leur exergie solaire [#14].

#### Approche opérationnelle

D'un point de vue opérationnel, les méthodes d'ÉICV ne considèrent généralement que les impacts potentiels sur la biodiversité. Par contre, à l'exception de la méthode LIME, aucun indicateur décrivant les LSF n'est disponible. Une telle lacune peut mener à croire que la perte de biodiversité peut être considérée comme une approximation plausible des deux voies d'impacts. Or, la littérature souligne que la relation existante entre la biodiversité et les fonctions de support à la vie est complexe et il est difficile de quantifier ce lien incertain décrivant plus de 50 mécanismes possibles (Naeem *et al.*, 1999). Ainsi, il n'est pas recommandé d'estimer les impacts potentiels sur les fonctions de support à la vie à l'aide d'un indicateur d'impact relatif à la biodiversité (Van der Voet, 2001). Des indicateurs plus adaptés doivent être définis et les trois voies d'impacts évaluées séparément.

### Contexte spatial

Sur le *plan spatial*, les méthodes conceptuelles proposent deux échelles d'évaluation : le niveau global avec une classification grossière de biomes ou le niveau national testé pour quelques pays majoritairement européens (Allemagne, Pays-Bas, Royaume-Uni et Suisse). En revanche, la validité géographique des méthodes opérationnelles se limite principalement au continent européen et parfois même aux contextes suisses et allemands pour les impacts sur la biodiversité développées initialement par Koellner (2000) puis adapté selon [#6]. Ces derniers sont pourtant souvent utilisés comme FCs génériques pour l'ensemble du globe, ce qui suppose une conformité spatiale non vérifiée engendrant des problèmes d'extrapolation.

Pour conclure, malgré la disponibilité de plusieurs méthodes de caractérisation, à l'heure actuelle il n'y a toujours pas d'unanimité à l'échelle internationale (Milà i Canals *et al.*, 2007a). Cette difficulté est liée à plusieurs facteurs notamment, le manque de cohérence entre les indicateurs, la grande dépendance de la localisation, la complexité des mécanismes environnementaux impliqués ainsi que l'accès aux données. De plus, il est essentiel d'éviter le double-comptage et de comptabiliser adéquatement les impacts aux catégories associées (Weidema et Lindeijer, 2001). À titre d'exemple, dans le contexte d'une utilisation des terres, seuls les impacts de nature physique doivent être considérés alors que les ceux dus aux émissions de substances doivent être comptabilisés dans la catégorie « écotoxicité ».

## 1.4 Conclusions de la revue de littérature et problématique

La revue de littérature met en perspective la nécessité de disposer des méthodes permettant d'évaluer les impacts relatifs à l'exploitation des terres dans une optique de gestion durable. Deux enjeux environnementaux majeurs sont identifiés : les impacts sur la biodiversité et la dégradation de la qualité des sols. Cette dernière altère les fonctions écologiques, essentielles au maintien de la qualité de l'environnement naturel qui contribuent également aux services écosystémiques plus globaux destinés au bien-être humain.

Basée sur une approche holistique, l'ACV constitue un outil d'aide à la décision adéquat. Cependant, en dépit de leur pertinence environnementale, les impacts potentiels de l'utilisation des terres sont néanmoins considérés de manière sommaire. En effet, si de nombreuses approches conceptuelles sont publiées, elles sont pourtant principalement orientées vers les impacts sur la biodiversité. De plus, parmi les méthodes disponibles pour la caractérisation des impacts sur les fonctions écologiques, la majorité des approches les estiment à l'aide d'un indicateur de productivité unique qui s'avère être insuffisant pour évaluer les multiples fonctions fournies par le sol. Sur le plan opérationnel, lorsqu'il existe, un FC générique par type d'usage est mis à la disposition des praticiens et n'est généralement validé que pour un contexte national européen spécifique. Cette restriction spatiale, rarement adaptée pour différents contextes géographiques et en particulier pour le Canada, risque facilement de biaiser l'ampleur des impacts potentiels. De plus, aucun FC n'est développé pour la voie d'impact relative à la qualité écologique des sols pour la méthode canadienne LUCAS.

En vue de préserver la crédibilité des résultats obtenus par une étude ACV et pour éviter le recours à des méthodes d'analyse alternatives, il devient nécessaire d'explorer de manière plus approfondie la comptabilisation des impacts sur la qualité écologique des sols.

D'une part, des lacunes méthodologiques sont soulevées, notamment la nécessité de définir des indicateurs adéquats et cohérents pour évaluer la voie d'impact sur la qualité écologique du sol, soient l'ensemble des fonctions écologiques de support et de régulation. D'autre part, la validité spatiale de l'utilisation des facteurs de caractérisation génériques est questionnée, notamment l'importance de plutôt développer des facteurs dans un contexte spatial où la différenciation biogéographique est considérée.

## CHAPITRE 2 HYPOTHÈSE ET OBJECTIFS

Les conclusions tirées de la revue de la littérature mettent en lumière la problématique et identifient les lacunes méthodologiques pouvant être améliorées. Ce chapitre présente l'hypothèse et les objectifs de recherche sur lesquels se basent ce projet, ainsi qu'un tableau récapitulatif de l'organisation de cette recherche.

### 2.1 Hypothèse de recherche

L'hypothèse de recherche qui sous-tend les travaux présentés dans le cadre de ce projet s'énonce comme suit :

*L'adoption d'un modèle spatialisé permet de discriminer la variabilité spatiale des paramètres biogéographiques et améliore la représentativité géo-spatiale des FCs dans un contexte d'évaluation des impacts de l'utilisation des terres en ACV.*

### 2.2 Objectifs

Les trois objectifs principaux visés par ce projet de recherche sont les suivants :

1. Établir un cadre d'analyse conceptuel pour considérer les impacts potentiels en ACV de l'utilisation des terres sur la qualité écologique du sol
2. Développer des facteurs de caractérisation par une approche spatialisée
3. Opérationnaliser l'approche spatialisée à une échelle mondiale

### 2.3 Organisation de la recherche et contenu du mémoire

En regard de ces objectifs, plusieurs étapes méthodologiques sont nécessaires afin de les atteindre. Le Tableau 2.1 suivant résume le contenu des différentes sections de résultats du mémoire et leur organisation vis-à-vis des objectifs.

Il est à noter que les travaux de ce projet de recherche ont mené à la rédaction d'un article soumis à la revue *International Journal of LCA*. Celui-ci est présenté comme une section intégrale du mémoire au Chapitre 5.

Tableau 2.1: Organisation de la recherche et contenu du mémoire

Étapes	Chapitre 4	Chapitre 5	Chapitre 6
	Cadre d'analyse conceptuel	FCs spatialisés - contexte canadien	FCs spatialisés - contexte mondial
<b>Objectif 1 : Établir un cadre d'analyse conceptuel pour considérer les impacts potentiels sur la qualité écologique du sol</b>			
Choix des fonctions écologiques à considérer	√		
Construction de la chaîne de cause à effet	√		
<b>Objectif 2 : Développer les facteurs de caractérisation par une approche spatialisée</b>			
Définition du domaine de cadre de l'analyse		√	
Choix de la méthode conceptuelle de caractérisation		√	
Description du modèle utilisé et analyse de variance		√	
Description de l'approche spatialisée		√	
Application pour un contexte canadien		√	
Évaluation de l'étendue de la variabilité spatiale		√	
<b>Objectif 3: Opérationnaliser l'approche spatialisée à une échelle mondiale</b>			
Opérationnalisation pour un contexte mondial			√
Évaluation de l'étendue de la variabilité spatiale			√

## **CHAPITRE 3      MÉTHODOLOGIE**

Ce chapitre présente la méthodologie employée afin de répondre aux objectifs de la recherche. La première section présente le développement du cadre d'analyse conceptuel. Ensuite, la deuxième section décrit le développement de facteurs de caractérisation opérationnels par une approche spatialisée ainsi que son application pour le contexte canadien. Finalement, la troisième section illustre l'opérationnalisation de cette approche à une échelle mondiale.

### **3.1 Développement d'une cadre d'analyse conceptuel**

Les travaux effectués au cours de ce projet de recherche s'inscrivent dans le cadre du groupe de travail international de l'UNEP/SETAC LCI, dont l'objectif principal est de définir un cadre d'analyse cohérent et opérationnel pour traiter les ressources et l'utilisation des terres en ACV, et suivent ses recommandations (Milà i Canals *et al.*, 2007a).

L'approche conceptuelle proposée recadre les principales notions d'évaluation et de quantification des impacts de l'utilisation des terres en ACV et s'inspire des méthodes utilisées dans le domaine de la science des sols. Ainsi, elle est principalement basée sur l'évaluation de la qualité des sols où les indicateurs tiennent compte des attributs (les propriétés) d'un sol et de ses fonctions écologiques (les processus). Tel que soulevé dans la revue de la littérature, la ressource sol renferme de nombreuses caractéristiques qui sont difficilement prises en compte et évaluées à l'aide d'un indicateur unique, surtout qu'elles touchent différents sujets à protéger. De la sorte, la capacité multifonctionnelle du sol à remplir une série de fonctions écologiques vitales relatives au support et au maintien de la qualité de l'environnement naturel est mise en perspective. Ce cadre permettra d'harmoniser la modélisation des trois voies d'impacts recommandées par la phase 2 du groupe de travail (Milà i Canals *et al.*, 2007a) et de choisir des indicateurs pertinents pour le calcul des facteurs de caractérisation (objectif 2, section 3.2).

La définition d'un tel cadre d'analyse consiste en deux étapes méthodologiques, présentées dans les sections suivantes.



### 3.1.1 Identification des fonctions écologiques du sol à considérer dans la chaîne cause à effet

Dans un contexte d'ACV, l'évolution de la qualité environnementale du sol (QE), paramètre clé de la courbe de qualité (Figure 1.4), est évaluée à l'aide d'indicateurs d'impact où le changement de qualité ( $\Delta QE$ ) entre un état de référence et celui correspondant à la phase d'utilisation permet de déterminer l'impact. Comme la qualité écologique du sol représente la capacité d'accomplissement d'une série de fonctions écologiques fournies par le sol, les indicateurs d'impact devront donc être choisis en lien avec ces fonctions.

Dans la littérature, cinq fonctions typiques sont identifiées. Celles-ci sont au cœur d'une série de services écosystémiques plus globaux. Il est à noter que ces derniers font partie de 60 % des services identifiés par l'étude sur l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (MEA) (MEA, 2005) comme étant en dégradation ou gérés de manière non durable. Ils constituent ainsi un repère pour identifier les priorités d'action.

Le Tableau 3.1 suivant présente les fonctions typiques d'un sol à considérer et permet d'identifier les services écosystémiques impliqués et définis selon la nomenclature du MEA.

Tableau 3.1: Table de correspondance des fonctions fournis par le sol et les services écosystémiques défini par le MEA

Fonctions typiques d'un sol	Services écosystémiques (MEA)	Type de service
Régulation et stockage des flux hydriques	Régulation de la quantité de l'eau douce	Régulation
Filtration, épuration et zone tampon	Régulation de la purification de l'eau	Régulation
Support physique et stabilité	Régulation de l'érosion	Régulation
Régulation des cycles biogéochimiques	Régulation du climat (local/global)	Régulation
Production biotique et source de matière première	Production primaire	Support / Provision

À partir de ce tableau, la chaîne de cause à effet de l'impact de l'utilisation des terres sera créée. Ceci permettra le choix des indicateurs d'impact pour le calcul des facteurs de caractérisation (section 3.2) en se basant sur le rôle central et multifonctionnel du sol, tout en complétant ce qui existe déjà en ACV. Ceci permettra ainsi l'obtention d'indicateurs d'impact en relation avec un cadre d'analyse conceptuel harmonieux qui tient compte de la voie d'impact relative à qualité écologique des sols.

### **3.1.2 Création de la chaîne de cause à effet**

En fonction des éléments-clés, des voies d'impacts et des aires de protection identifiés dans la revue de la littérature ainsi que les fonctions identifiées dans la section précédente, il est possible de construire une chaîne de cause à effet. Celle-ci est présentée au Chapitre 4 et se veut comme une version améliorée et mieux adaptée de ce qui est retrouvé dans la littérature pour évaluer l'impact de l'utilisation des terres en ACV sur la qualité écologique des sols.

## **3.2 Développement des facteurs de caractérisation par une approche spatialisée**

Cette section de la méthodologie correspond à celle retrouvée dans l'article du Chapitre 5. Les grandes étapes sont donc décrites dans les paragraphes suivants tandis que les détails sont retrouvés dans la section « Materials and Methods » du Chapitre 5.

### **3.2.1 Définition du domaine du cadre de l'analyse**

Pour les fins de ce deuxième objectif de recherche, un domaine du cadre d'analyse présenté dans la chaîne de cause à effet est cerné puis évalué. En effet, compte tenu des méthodes conceptuelles et opérationnelles déjà existantes, notamment sur la perte de biodiversité, la capacité de production biotique et la capacité de séquestration de carbone, ces travaux de recherche se concentrent particulièrement sur l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres sur trois fonctions écologiques : la régulation de la quantité d'eau douce, la régulation de la purification de l'eau et la régulation de l'érosion. Le domaine cerné est indiqué par l'encadré rouge de la chaîne de cause à effet présenté au Chapitre 4 (Figure 4.1)

### 3.2.2 Choix des indicateurs d'impact et calcul des facteurs de caractérisation

Afin de parvenir à évaluer différents aspects de la chaîne de cause à effet pour les fins de ce projet de recherche, la caractérisation des impacts sur le potentiel du sol à accomplir ses fonctions est effectuée au moyen d'une approche fonctionnelle. La méthode proposée par Baitz (2002), dont le modèle a été développé ultérieurement et implémenté dans un outil de calcul LANCA (Beck *et al.*, 2010), est jugée adéquate puisqu'elle considère l'aspect de pluralité des sols et est adaptée pour un contexte d'ACV. Tel que souligné dans la section 1.3.6 de la revue de la littérature, il s'agit de la seule méthode conceptuelle existante qui ne considère pas uniquement la capacité productive du sol pour évaluer les impacts de l'utilisation des terres sur ses fonctions. Mieux encore, elle tient compte des nombreuses fonctions écologiques. Ainsi, le modèle LANCA est utilisé afin d'évaluer l'évolution de la QE par l'influence des différents types d'usage des terres sur une série d'indicateurs de fonction remplies par le sol.

Toutefois, la méthode développée par Baitz (2002) propose à la base huit indicateurs de fonctions. Ainsi, afin de répondre aux critères de choix des fonctions définis précédemment pour le cadre d'analyse (les résultats sont présentés au Chapitre 4), quatre indicateurs d'impact parmi ceux proposés par la méthode de Baitz sont sélectionnés pour évaluer la performance des trois fonctions retenues dans le cadre de ce projet :

- La capacité de recharge de l'eau souterraine (mm/an) pour évaluer la capacité de régulation des flux hydriques (et éventuellement la régulation de la quantité d'eau douce)
- La capacité de filtration chimique ( $\text{cmol}_e/\text{kg}_{\text{sol}}$ ) et la capacité de filtration mécanique (cm/jour) pour évaluer la capacité de filtration et d'épuration (et éventuellement la régulation de la purification de l'eau)
- La capacité de résistance à l'érosion ( $\text{ton/ha.an}$ ) pour évaluer la capacité de support physique et de stabilité du sol (et éventuellement la régulation de l'érosion)

Une description brève de chacun des quatre indicateurs d'impact (Baitz, 2002; Beck *et al.*, 2010) sont présentés en Annexe 2. De plus, une revue critique portant sur l'algorithme de calcul ainsi que les hypothèses émises par les développeurs de la méthode sont présentées dans la section 7.2.1 de la discussion générale.

Pour chacun des quatre indicateurs d'impact choisis, des FCs sont calculés à l'aide des équations suivantes:

$$Impact = Flux\ d'inventaire \times FC = A \cdot \int \Delta Q(t).dt \quad (3.1)$$

$$I_{occupation} = A \times t_{occ} \times FC_{occ} \quad (3.2)$$

$$\text{Avec } FC_{occ} = \Delta Q = (Q_{ref} - Q_{utilisation}) \quad (3.3)$$

$$I_{transformation} = A \times FC_{trans} \quad (3.4)$$

$$\text{Avec } FC_{trans} = \Delta Q \times \frac{1}{2} \times t_{renat} = (Q_{ref} - Q_{utilisation}) \times \frac{1}{2} \times t_{renat} \quad (3.5)$$

Où A (m<sup>2</sup>) est l'aire de surface occupée ou transformée, FC<sub>occ</sub> est le facteur de caractérisation pour un processus d'occupation et FC<sub>trans</sub> celui d'un processus de transformation. Les termes t<sub>occ</sub> (an) et t<sub>renat</sub> (an) correspondent respectivement à la durée d'occupation et de renaturation. Les paramètres Q<sub>ref</sub> et Q<sub>utilisation</sub> représentent respectivement la qualité écologique du sol (i.e. la performance d'une fonction écologique donnée) à l'état de référence et celui de l'utilisation.

### 3.2.2.1 Analyse de variance et importance des paramètres

En plus de préciser le type d'usage des terres, la méthode proposée par Baitz (2002) requiert dix paramètres d'entrée : texture du sol, contenu en matière organique, contenu en gravier, capacité d'échange cationique, pH, distance entre la surface et la nappe phréatique, taux de précipitation annuel, taux de précipitation estival, taux d'évapotranspiration annuel et la pente du terrain. Ces derniers sont utilisés afin de calculer la QE pour un type d'utilisation ou une couverture terrestre donnés et ce, pour chacun des quatre indicateurs d'impact (variables de sortie). La disponibilité des données est donc de mise et la collecte peut rapidement devenir fastidieuse. Il devient donc essentiel d'identifier les paramètres d'entrée qui ont une influence prépondérante sur les variables de sortie. Ceci permet de réduire le nombre de paramètres à collecter.

Pour ce faire, une analyse de variance multivariée (MANOVA) de l'outil est effectuée à l'aide du logiciel STATISTICA. Les données nécessaires pour cette MANOVA sont générées par la réalisation d'un plan d'expérience factoriel partiel composé de dix facteurs à trois modalités (valeur faible, valeur milieu, valeur élevée). Le plan consiste ainsi en 243 expériences. Les résultats sont présentés au Chapitre 5.

### 3.2.3 Description de l'approche spatialisée

Les impacts de l'utilisation des terres dépendent directement de l'emplacement où l'activité se déroule. En effet, la prise en compte de la différenciation spatiale pour de telles catégories d'impacts de nature régionale et locale est de rigueur. Le développement des FCs s'effectue donc par une approche spatialisée, permettant de faire face à la variabilité spatiale inhérente à travers les frontières géographiques.

Ainsi, la calibration modèle LANCA permet de recréer de nombreuses zones écologiques régies par différentes conditions bioclimatiques pour ensuite évaluer l'influence de la variabilité spatiale sur les résultats de FCs. Cette approche intéressante est réalisée à l'aide d'une démarche opérationnelle structurée selon trois étapes systématiques résumées à la Figure 3.1. Une description plus détaillée de cette approche est décrite dans l'article au Chapitre 5.

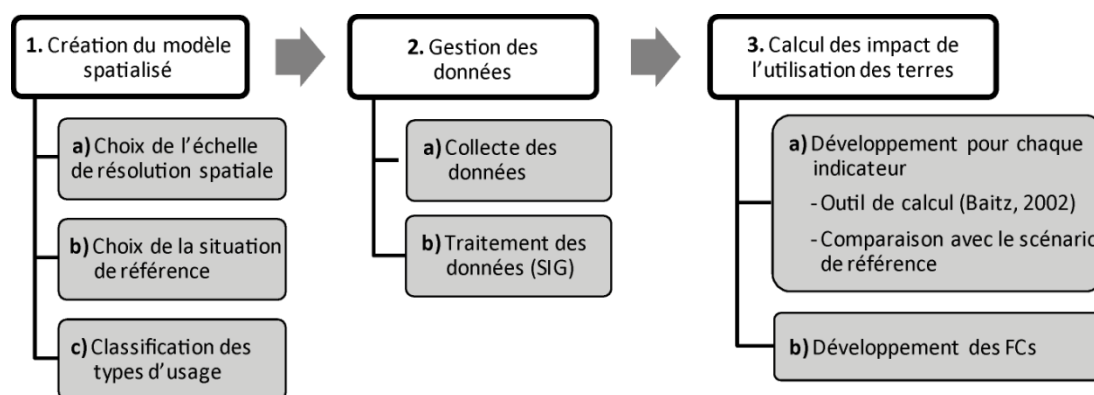


Figure 3.1: Étapes procédurales pour le développement des facteurs de caractérisation spatialisés

Il est important de noter que la collecte de données pour les paramètres d'entrée est réalisée au moyen de nombreuses bases de données accessibles à l'échelle nationale ainsi qu'internationale. Les sources utilisées sont présentées dans la section « Materials and methods » du Chapitre 5.

### 3.2.4 Application et développement de facteurs de caractérisation pour un contexte canadien

L'application de l'approche présentée est réalisée pour un contexte canadien. Les raisons relatives à ce choix sont principalement liées à sa représentativité et ses caractéristiques géographiques. En effet, le Canada est un pays de très grande surface qui s'étend sur plusieurs biomes ayant des particularités écologiques diverses. Il permet ainsi d'intégrer et d'évaluer

plusieurs zones différentes et de juger de la pertinence des frontières politiques généralement préconisées. De plus, il a été mentionné que la méthode d'évaluation des impacts canadienne LUCAS ne présente aucun FC disponible et opérationnel pour la catégorie d'impact relative à l'utilisation des terres. Leur développement est donc trivial. Ceci permettra d'éviter le recours aux méthodes d'impacts d'origine européenne et dont le contexte géographique n'est pas forcément représentatif pour le Canada. Sa grande superficie dépasse largement celle de l'Union Européenne (environ deux fois et demie) et tous deux présentent des zones bioclimatiques qui peuvent être très différentes.

### Choix de l'échelle de résolution

Le choix des échelles de résolution canadienne s'est attardé sur deux niveaux d'hierarchie écologique, notamment celles des écozones terrestres (Wiken, 1986) et des écorégions (Wiken *et al.*, 1993).

- Les écozones: échelle spatiale qui compte 15 unités écologiques et qui se distinguent par une grande mosaïque de type d'écosystème, de la faune et de la flore, de sols et de caractéristiques géologiques.
- Les écorégions: échelle spatiale qui compte pour 193 unités écologiques et qui consistent en des subdivisions des écozones qui se caractérisent par des facteurs écologiques particuliers, un relief, un mésoclimat et une végétation à l'échelle régionale.

Pour des fins de comparaison, une version du Canada générique et non spatiale a également été étudiée. Celle-ci ne considère aucune différenciation biogéographique mais bien une seule valeur caractéristique moyenne à l'échelle nationale.

Un tableau résumant les intervalles de valeurs utilisées pour les paramètres d'entrée et les sources de données utilisées sont présentés au Chapitre 5.

### **3.2.5 Évaluation de l'étendue de la variabilité spatiale des facteurs de caractérisation**

Les résultats de FCs sont obtenus pour chacun des quatre indicateurs d'impact. Ainsi, pour chaque échelle de résolution spatiale, des FCs sont développés et fournis pour toutes les unités écologiques et par types d'utilisation des terres typiques.

Une analyse de l'influence de différents niveaux de régionalisation est réalisé afin d'évaluer l'étendue de la variabilité spatiale sur les FCs. Pour ce faire, une comparaison des modèles spatialisés et du modèle générique est effectuée à l'aide de mesures de tendance centrale (moyenne et médiane), de mesures de variation (étendue, étendue interquartile et déviation standard). Les résultats des FCs sont présentés à l'aide de boîtes à moustache également nommés « box-plots » (Section « Results and discussion » du Chapitre 5).

### **3.3 Opérationnalisation et développement des facteurs de caractérisation à l'échelle mondiale**

Les étapes méthodologiques sont les mêmes que celle effectuée dans le cadre du contexte canadien. Il s'agit 1) de développer les FCs par l'approche spatialisée et 2) d'évaluer l'étendue de leur variabilité spatiale.

Pour ce faire, une approche spatialisée similaire est également appliquée pour une échelle mondiale afin de développer des FCs opérationnels et pertinents pour l'ensemble du globe. Ces derniers pourront être implantés dans des bases de données, tel *ecoinvent*, et utilisés pour divers contextes géographiques.

#### Choix de l'échelle de résolution

Le système de classification de zones de vie de Holdridge (« Holdridge Life Zones») (Holdridge, 1947) est sélectionné pour représenter les unités écologiques à l'échelle mondiale. Ce système est basé sur des régions mondiales qui diffèrent par leurs caractéristiques bioclimatiques. Celles-ci considérant des facteurs dominants tels que le climat et la température ainsi que leurs effets sur la répartition de la végétation et l'humidité dans les sols. Les classifications de zones de vie constituent des systèmes très utiles puisqu'ils sont simples et fournissent de manière univoque une organisation du monde naturel à grande échelle (Ricklefs et Miller, 2005).

Deux échelles de résolution spatiale représentant deux niveaux de différenciation sont utilisées :

- Les zones de vie de Holdridge : échelle spatiale définissant 9 unités écologiques.
- Les sous-zones de vie de Holdridge : échelle spatiale considérant des subdivisions des zones de vie de Holdridge et consiste en 38 unités écologiques.

De même, pour des fins de comparaison, un modèle représentant une version du monde par une approche non spatialisée est créé. Les FCs sont ainsi développés pour un monde générique considérant une valeur moyenne mondiale pour chacun des paramètres d'entrée.

La gestion des données est réalisée à l'aide d'un système d'information géographique (SIG) ArcGIS (ESRI, 2010). Le Tableau 3.2 suivant présente les données des paramètres d'entrée utilisées pour calibrer l'outil à une échelle mondiale basée sur les deux échelles prédéfinies.

Une évaluation de l'étendue de la variabilité spatiale similaire à celle effectuée pour le contexte canadien est également réalisée et présentée au Chapitre 6.



Tableau 3.2: Données des paramètres d'entrée pour l'échelle mondiale basée sur les zones et les sous-zones de vie de Holdridge

Paramètre d'entrée		Intervalle des valeurs			Description et source
		Monde générique	Zone de vie de Holdridge	Sous-zone de vie de Holdridge	
Propriétés du sol	Texture du sol	loam	toutes	toutes	Base de données géographiques des sols [1]
	Contenu en matière organique (%)	4,41	1,70 à 10,28	1,08 à 11,70	Le contenu en matière organique (MO) varie entre 48 à 58% de contenu en carbone (Nelson and Sommers, 1982). MO est calculé sur la base d'un facteur approximatif de 1,8 fois le contenu en carbone. Source de valeurs pour le contenu en carbone : [1]
	Contenu en gravier (% vol. gravier)	9,73	6,90 à 11,29	6,35 à 16,32	Base de données géographiques des sols [1]
	CEC (cmol <sub>c</sub> /kg)	16,05	10,33 à 23,67	9,20 à 25,86	Base de données géographiques des sols [1]
	pH	6,23	4,96 à 7,04	4,94 à 7,74	Base de données géographiques des sols [1]
Conditions climatiques et relief	Distance surface-nappe (m)	Valeur fixée à 3 m <sup>[2]</sup>			Le niveau de la nappe phréatique est très dynamique et fluctue énormément selon la saison. La distance est considérée fixe dans le modèle pour des raisons de simplicité
	Taux de précipitation annuel (mm/an)	697,22	416,41 à 2495,85	69,81 à 3290,34	Base de données géographiques des écorégions terrestres globales [3]
	Taux d'évapotranspiration annuel (mm/an)	465,66	210,44 à 1338,74	85,69 à 1553,12	Base de données géographiques des écorégions terrestres globales [3]
	Pente (°)	3,5	0 à 16	0 à 30	Base de données topographiques [4]

[1] Base de données géographiques des sols «Harmonized Soil Database» (FAO *et al.*, 2008); [2] Valeur moyenne (Stone et Myslik, 2007); [3] Base de données géographiques «Terrestrial Ecoregions Base Global data sets» (Olson *et al.*, 2001b); [4] Base de données topographiques «HYDRO1k Elevation Derivative» (U.S. Geological Survey et Earth Resources Observation and Science (EROS))

## **CHAPITRE 4 DÉVELOPPEMENT D'UN CADRE D'ANALYSE CONCEPTUEL**

Ce chapitre présente le cadre d'analyse conceptuel développé afin de mettre l'emphasis sur la voie d'impact relative à la qualité écologique des sols et de permettre le choix d'indicateurs d'impact pertinents pour le calcul des facteurs de caractérisation (Chapitre 5 et Chapitre 6).

### **4.1 Création de la chaîne de cause à effet**

Le cadre d'analyse développé propose une vue d'ensemble permettant d'harmoniser la modélisation des trois voies d'impacts recommandées par la phase 2 du groupe de travail (Milà i Canals *et al.*, 2007a) : 1) les impacts sur la biodiversité, 2) les impacts sur le potentiel de production biotique et 3) les impacts sur la qualité écologique du sol. Celles-ci sont décrites au fur et à mesure dans ce chapitre. Il est à noter que l'objectif de définition du cadre d'analyse n'est pas de tenter de modéliser les mécanismes mais plutôt d'harmoniser les mécanismes environnementaux existants.

La Figure 4.1 présente une version améliorée de la chaîne de cause à effet proposée lors de la phase 1 du groupe de travail sur les ressources et l'utilisation des terres en ACV (Lindeijer *et al.*, 2002). Contrairement à ce qui est proposé auparavant, où seuls les impacts sur la biodiversité et la fonction productive du sol ont été évaluées, ce cadre d'analyse propose une exploration de la voie d'impact relative à la qualité écologique du sol. Plus particulièrement, elle identifie de manière explicite les mécanismes qui y sont associés et n'ayant pas encore été intégrés aux modèles de caractérisation opérationnels.

### **4.2 Description des éléments de la chaîne de cause à effet**

#### **4.2.1 Voies d'impact relatives à la qualité écologique du sol et le potentiel de production biotique**

La chaîne de cause à effet débute par les deux interventions environnementales typiques d'une utilisation anthropogénique des terres, la transformation et l'occupation. Ces deux processus s'accompagnent généralement d'une série d'activités physiques, notamment le compactage, le recouvrement de surface, la modification du couvert végétal ou encore la fragmentation. Ces

dernières induisent des impacts directs qui se traduisent par une dégradation de la qualité du sol (Tolba *et al.*, 1992). Dans le domaine de la science des sols, cette dernière est définie par la performance des fonctions écologiques et est régie par plusieurs attributs, soit les propriétés du sol (Vrscaj *et al.*, 2008). De la sorte, la fertilité du sol peut être altérée et des modifications au niveau des conditions physico-chimiques (par exemple le contenu en matière organique) sont impliquées. De telles modifications perturbent la capacité du sol à performer adéquatement une série de fonctions écologiques.

Les cinq fonctions typiques du sol les plus communes sont considérées (Seybold *et al.*, 1998; Nortcliff, 2002) et compte tenu du rôle central du sol et de sa participation au fonctionnement des écosystèmes naturels, des liens sont établis avec les services écosystémiques plus globaux définis par le MEA (MEA, 2005). C'est à ce niveau de la chaîne que les indicateurs d'impact orientés problèmes sont évalués dans un contexte d'ACV.

- 1) *la capacité productive du sol* est modifiée à travers l'altération de la fertilité du sol et affecte sa participation au potentiel de production biotique primaire, ce qui a des répercussions sur la qualité des ressources naturelles (deuxième voie d'impact) ;
- 2) *la capacité de séquestration du carbone* joue un rôle important au niveau de la régulation du climat et contribue au changement climatique ce qui affecte la qualité de l'environnement naturel ;
- 3) *la capacité de filtration et d'épuration d'un sol* contribue au service de purification de l'eau à travers une filtration chimique, physique et mécanique et qui par conséquent, permet de réguler la qualité de l'eau ;
- 4) *la capacité de régulation des flux hydriques* est directement affectée par le recouvrement de surface du sol et participe au service de régulation de la quantité d'eau douce, notamment le taux de recharge et de ruissellement ;
- 5) *la capacité de support physique et de stabilité du sol* est facilement altéré par le type de couvert végétal modifiant la capacité de stabilité du sol à travers la biomasse racinaire ce qui affecte ultérieurement la régulation de l'érosion;

De plus, par des changements du couvert végétal, les propriétés de la surface terrestre sont modifiées. Ceci affecte l'albédo<sup>6</sup> du sol qui influence la régulation du climat local et contribue à la régulation du système climatique (DeFries *et al.*, 2004; Lambin *et al.*, 2006). Ce mécanisme peut également se rattacher à la catégorie d'impact « réchauffement climatique ».

#### **4.2.2 Lien vers la santé humaine**

L'ensemble des biens et des services écosystémiques procure des bienfaits qui sont essentiels à l'Homme et contribuent de manière directe et indirecte à son bien-être (Daily, 1997; Butler et Oluoch-Kosura, 2006). Plus particulièrement, dans le cadre de cette analyse, la production biotique primaire permet l'approvisionnement en aliments et la régulation de nombreux services indispensables tels la qualité et la quantité d'eau, les inondations, la qualité de l'air, etc. Ainsi, s'ils n'ont généralement pas de répercussions directes sur la santé humaine en termes de maladies, la dégradation des services écosystémiques risque de perturber plusieurs constituants du bien-être humain (sécurité d'accès, vie satisfaisante, etc.).

Il existe donc un lien évident entre la dégradation de ces services et le bien-être humain (MEA, 2005).

#### **4.2.3 Voie d'impact relative à la biodiversité**

Les impacts sur la biodiversité sont évalués à travers la destruction des habitats naturels et leurs effets sur la distribution des espèces à l'échelle locale et régionale. La diversité spécifique est généralement mesurée afin d'évaluer la qualité de l'environnement naturel (Koellner, 2000; Lindeijer *et al.*, 2002).

#### **4.2.4 Voie d'impact relative à l'environnement bâti**

L'environnement bâti renferme tous les mécanismes environnementaux qui ont attiré aux valeurs historiques, culturelles et esthétiques (Udo de Haes et Lindeijer, 2002). Ces dernières sont particulièrement affectées lorsque le couvert végétal naturel est modifié ou encore par la

---

<sup>6</sup> « Fraction du rayonnement solaire réfléchi par une surface ou par un objet, souvent exprimée sous forme de pourcentage » (FAO, 2010)

fragmentation paysagère d'un territoire pour les fins de son utilisation ultérieure. Ainsi, des impacts de types morphologiques sont généralement induits et contribuent à la valeur accordée à la qualité de l'environnement bâti. Cette voie d'impact est souvent mentionnée dans les méthodes conceptuelles en ACV (Müller-Wenk, 1998; Cowell et Lindeijer, 2000). Toutefois, son évaluation est difficilement quantifiable et risque d'être subjective dans la mesure où la valeur (l'importance) accordée au patrimoine naturel varie selon chacun.

### 4.3 Conclusion

La création de cette version améliorée de la chaîne de cause à effet a permis de mettre en exergue l'importance des fonctions écologiques fournies par le sol ainsi que leur participation au fonctionnement plus global de l'environnement naturel, à travers les services écosystémiques. De plus, elle a permis d'assembler tous les mécanismes environnementaux traditionnellement proposés et, dans certains cas, considérés au niveau des méthodes conceptuelles et opérationnelles pour l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres en ACV.

À partir du cadre d'analyse conceptuel, la sélection parmi les fonctions écologiques n'ayant pas été opérationnalisées jusqu'à maintenant s'établit plus clairement. Le domaine ciblé de cette étude est présenté par l'encadré rouge de la Figure 4.1. Ceci permet également de choisir les indicateurs d'impact appropriés, basés sur la méthode de Baitz (Baitz, 2002; Beck *et al.*, 2010), pour évaluer la capacité de performance de chacune des fonctions et par conséquent de développer les FCs (Chapitre 5)

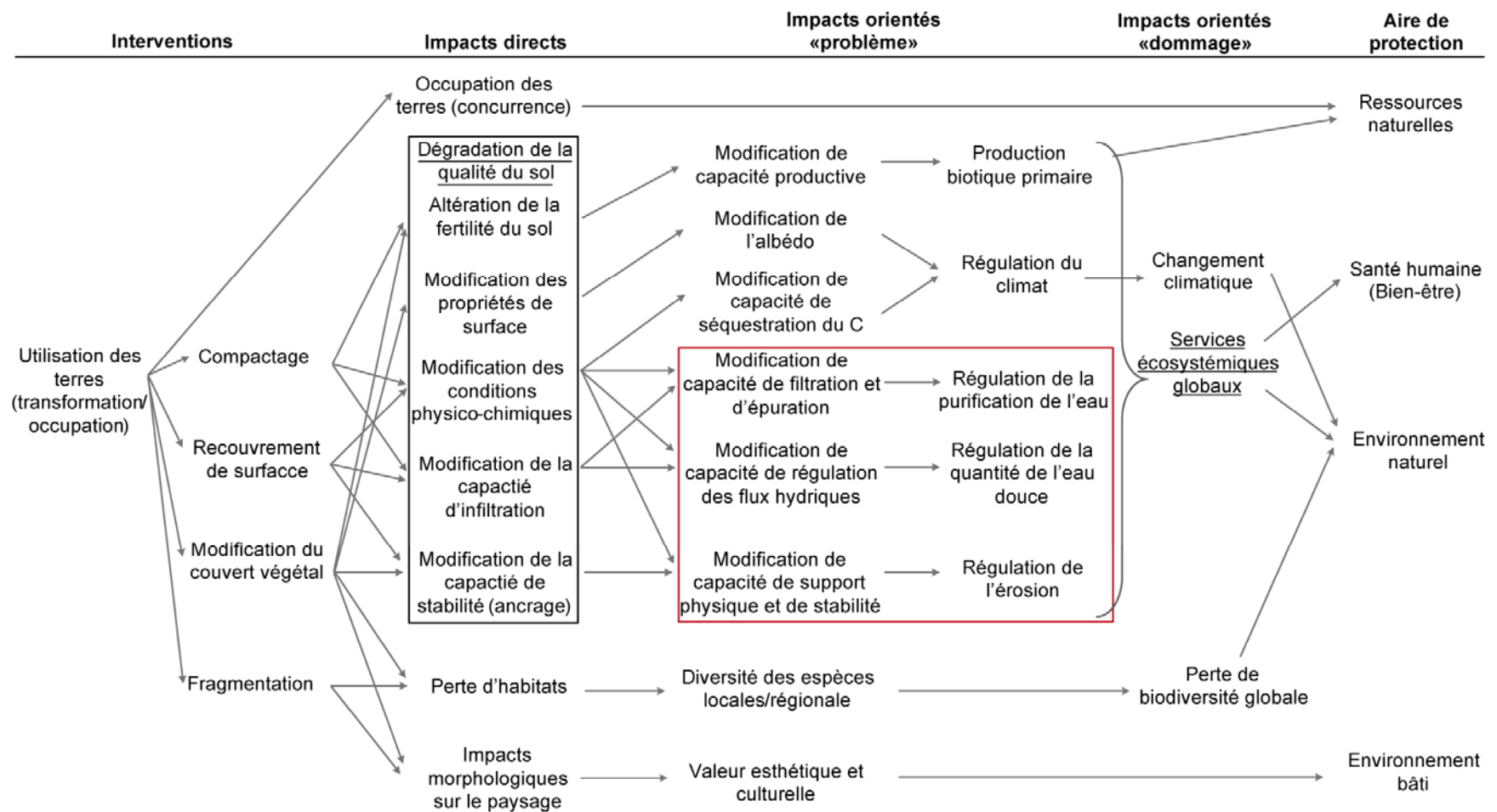


Figure 4.1: Représentation de la chaîne de cause à effet considérant les fonctions écologiques de maintien et de régulation

## **CHAPITRE 5 DÉVELOPPEMENT DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION PAR UNE APPROCHE SPATIALISÉE POUR LE CONTEXTE CANADIEN**

### **5.1 Présentation de l'article**

Ce chapitre présente le manuscrit intitulé « Assessment of land use impacts on soil ecological functions: Development of spatially-differentiated characterization factors within a Canadian context », soumis à la revue *International Journal of LCA* en Juin 2010. Il présente le développement des facteurs de caractérisation par une approche spatialisée pour un contexte canadien.

L'article a été rédigé en collaboration avec Manuele Margni (École Polytechnique de Montréal), Thomas Koellner (Université de Bayrouth), Bastian Wittstock (Université de Stuttgart) et Louise Deschênes (École Polytechnique de Montréal). Tous les coauteurs sont membres du groupe de travail «LULCIA UNEP/SETAC LCI».

### **5.2 Assessment of land use impacts on soil ecological functions: Development of spatially-differentiated characterization factors within a Canadian context**

#### **5.2.1 Abstract**

*Purpose* Among other regional impact categories in LCA, land use still lacks a suitable assessment method regarding the least developed impact pathway “soil ecological quality”. The goals of this study are to scope the framework addressing soil ecological functions and to improve the development of regionalized characterization factors (CFs). A spatially explicit approach was developed and illustrated within the Canadian context using three different regional scales and for which the extent of spatial variability was assessed.

*Materials and methods* A model framework based on the soil's multifunctional character and the ecosystem services defined by the Millennium Ecosystem Assessment is suggested. This framework includes land use impacts on soil ecological quality evaluated regarding the change of

soil's capacity to fulfill a range of soil ecological functions. Four impact indicators, namely erosion resistance, groundwater recharge, mechanical and chemical filtration, proposed by Baitz's (2002) functional method were used to assess respectively three major degradation regulating services: erosion regulation, freshwater regulation and water purification. Spatially-differentiated CFs were calculated based on the principles proposed by the UNEP-SETAC LCI for two Canadian spatial models (15 ecozones, 193 ecoregions) along with a non-spatial one (1 generic). A set of seven representative land use types was tested.

*Results and Discussion* An overall comparison between results from the non-spatial model and the spatial one using the ecozone-based scale indicates significant differences between ranges across land use types and results up to 4 times larger than what the generic scale can capture. This highlights the importance of introducing a regionalized assessment. When considering the impacts from a specific land use type, such as urban, generic CFs fail to adequately represent spatial ones because they tend to be highly dependent on the biogeographical conditions. When comparing all three resolution scales, CF results calculated using the ecoregions spatial scale generally show a larger spread across each land use type. Interesting variations and extreme scenarios are revealed which could not be observed using a coarser scale-based model such as the ecozone resolution scheme.

*Conclusions* This work demonstrates the accomplishment of developing spatially-differentiated CFs addressing impacts of different land use types on ecological soil functions. For a large territorial area spreading over many biomes, such as Canada, accounting for ecological unit boundaries proves to be necessary since the generic scale is not representative enough. An evaluation of the extent of spatial differentiation emphasized the influence on the variability of regionalized CFs.

**Keywords** Characterization factors • Ecosystem services • Land use • Life Cycle Impact Assessment (LCIA) • Regionalization • Soil ecological functions • Soil ecological quality • Spatial differentiation

## 5.2.2 Introduction and background

Soil is not only a support for human settlements and several economical activities, but also a non renewable resource due to its extremely slow renewal rate (Pimentel *et al.*, 1987) and yet limited for human use. In order to ensure its availability for future generations and given the relevance of



its impacts to ecosystem quality, the sustainable use of land requires informed decisions based on a meaningful impact assessment. Despite many attempts that have been made to account for its environmental impacts in Life Cycle Assessment (LCA) studies, a lack of consensus among impact assessment methods at a global scale persists. Indeed, the various existing methodologies accounting for land use impacts are either too restrictive on their spatial coverage (Schmidt, 2008) or too selective on the impact pathways. They are generally limited to the European continent and fail to address particular ecosystems when it comes to other countries. Thus, in order to fill methodological gaps, the need for its integration and harmonizing impact indicators is extensively justified in the literature (Müller-Wenk, 1998; Lindeijer *et al.*, 2002; Milà i Canals *et al.*, 2007a).

On one hand, methodological gaps are mainly linked to the number of modeled impact pathways. So far, several studies have only focused on the assessment of land use impacts considering effects on biodiversity (Müller-Wenk, 1998; Lindeijer, 2000a; Weidema et Lindeijer, 2001; Koellner et Scholz, 2007) and biomass production (Cowell et Clift, 2000; Lindeijer, 2000a; Mattsson *et al.*, 2000; Weidema et Lindeijer, 2001; Milà i Canals *et al.*, 2007a). However, apart from biodiversity loss (Meyer et Turner II, 1992), land use change is highlighted as a primary source of soil degradation (Tolba *et al.*, 1992) and a key human-induced effect on natural ecosystem functioning (Lambin *et al.*, 2001). Its related impacts affect not only the soil's ecological quality through a modification of its properties and land cover, but also undermine its productivity and other capacities to support human needs and perform many ecological functions (Vitousek *et al.*, 1997; Foley *et al.*, 2005). As suggested by Koellner et Scholz (2008), an harmonized framework should complement existing impact methods and integrate other instrumental aspects for a broader land impact assessment such as ecosystem services. The latter are broad services supported by soil ecological functions, describing the least explored impact pathway “ecological soil quality” and which falls within the framework suggested by the task force on resources and land use from the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (Milà i Canals *et al.*, 2007a). In spite of its significant importance, little attention has been given to this specific pathway in Life Cycle Impact Assessment (LCIA) (Lindeijer *et al.*, 2002) and only a few approaches have been published on the topic. One study proposed the use of soil organic matter as a single soil quality indicator, however it only seems appropriate for agricultural systems and insufficient for accounting all aspects of soil ecological functions and other major impacts related

to soil degradation such as erosion (Milà i Canals *et al.*, 2007b). A second method (Baitz, 2002), suggests a series of indicators based on a functional approach. It addresses effects induced by several anthropogenic land uses having different land covers and sealed surface intensities on a range of more detailed soil ecological functions.

On the other hand, impacts from land use are highly influenced by the condition of the location and depend on many biogeographical factors regarding landscape, climate and vegetation patterns as well as a range of soil properties (Milà i Canals *et al.*, 2007a). There is a growing recognition of the necessity to develop characterization factors (CFs) accounting for spatial differentiation for such non-global impact categories (Potting et Hauschild, 2006). Although site-generic data are often suggested, they can lead to results that do not reflect the impacts accordingly, resulting in uncertainty linked to spatial variability (Hertwich *et al.*, 2002; Sedlbauer *et al.*, 2007a). Hence, it's appropriate to account for a regionalized assessment method using an appropriate scale-based resolution scheme. Two types of spatial scales are generally adopted in LCIA; 1) political boundaries (Bare *et al.*, 2003) and 2) biogeographical unit boundaries (Toffoletto *et al.*, 2007; Humbert *et al.*, 2009). However, neither one has been accounted for when developing land use impact characterization factors (CFs) within LCIA.

The goals of this study are to 1) scope the framework addressing land use impacts on soil ecological functions; 2) develop a spatial approach assessing land use impacts on a regional scale, 3) illustrate the application of this method by i) developing spatially-differentiated characterization factors (CFs) for Canada at different regional scales and ii) evaluating the extent of their spatial variability.

## **5.2.3 Materials and methods**

### **5.2.3.1 Framework for addressing land use impacts on ecosystem services potential**

Given the soil's multifunctional character (Nortcliff, 2002), the evaluation of its ecological quality goes beyond its productive capacity. Rather, it is carried out based on the assessment of the soil's performance to fulfill a range of intended ecological functions. The soil ecological quality is a fundamental concept in soil science used to bridge between the use function and the protection aspects of soil management (Tóth *et al.*, 2007).

The framework proposed in this paper, and linked to the work of the UNEP/SETAC LCI working group LULCIA (Koellner *et al.*, 2009), is structured according to the classification developed within the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (MEA, 2005). Tableau 5.1 shows a cross-tabulation between a range of ecological functions generally fulfilled by the soil and the more general ecosystem services to which they contribute at a larger scale. A comprehensive assessment method should enable the evaluation of all these services.

Tableau 5.1: Comparison of soil ecological functions with their corresponding ecosystem services according to MEA and the ones chosen by the UNEP/SETAC LCI working group LULCIA

Soil ecological functions (Seybold <i>et al.</i> , 1998; Nortcliff, 2002)	Ecosystem services (MEA, 2005)	Ecosystem services (UNEP/SETAC LCI LULCIA)
Physical stability and support	Erosion regulation	Erosion Regulation Potential (ERP): Capacity of ecosystems to stabilize soil and to prevent sediment accumulation downstream
Regulate and partition water flow and storage	Water regulation and cycling	Fresh Water Regulation Potential (FWRP): a) Capacity of ecosystems to regulate peak flow and base flow of surface water; b) Capacity of ecosystems to recharge ground
Filter, buffer, degrade, immobilize organic and inorganic substances	Water purification and waste treatment	Water Purification Potential (WPP): Chemical, physical and mechanical capacity of ecosystems to clean a polluted suspension
Soil fertility and biotic production	Primary production	Biotic Production Potential (BPP): Capacity of ecosystems to produce biomass
Nutrient stock and carbon sequestration	Climate regulation	Carbon Sequestration Potential (CSP): Capacity of ecosystems to uptake carbon from air

This paper focuses on three major ecosystem services reported by the MEA to be significantly modified due to anthropogenic activities and consequently degraded: 1) erosion regulation potential (ERP), 2) freshwater regulation potential (FWRP) and 3) water purification potential (WPP).

The remaining ecosystem services are addressed by other developments in progress within LULCIA work project of the UNEP/SETAC LCI group (Koellner *et al.*, 2009) namely: 4) biotic production captures the ecosystem's capacity to produce biomass and refers to the supporting service of primary production (BPP) (Brandão *et al.*, 2010), 5) carbon sequestration potential models the amount of carbon uptake from the air and refers to the climate regulation service (CSP) (Müller-Wenk et Brandão, 2010). In addition, biodiversity damage potential (BDP) is assessed through the changes in species composition and distribution due to land use activities (Koellner et De Baan, 2010).

### 5.2.3.2 Characterization model

Two types of environmental interventions are traditionally considered in life cycle inventories (LCI): land occupation and land transformation. Both are distinguished per land use type. Entries regarding the land use type, the area used and/or transformed ( $\text{m}^2$ ) and the duration of use (year) are generally specified as elementary flows (Lindeijer *et al.*, 2002). Impact assessment for both types of interventions is performed based on the framework for land use LCIA suggested by Milà i Canals *et al.* (2007a). The magnitude of land use impacts is calculated by the area between the curves showed in Figure 5.1, and expressing the change in soil ecological quality over time in respect to a reference state. Two simplifying assumptions are made. First, linear shapes are considered to describe the evolution of soil ecological quality over time. Second, the decrease of quality during the occupation phase is comparatively small to the quality drop during the transformation phase and is assumed negligible (Lindeijer *et al.*, 2002). A specific quality curve can be developed for each impact indicator and for each land use type. In a spatially explicit assessment, information on the ecosystem type supporting a given activity (soil parameters and reference state) has to be collected.

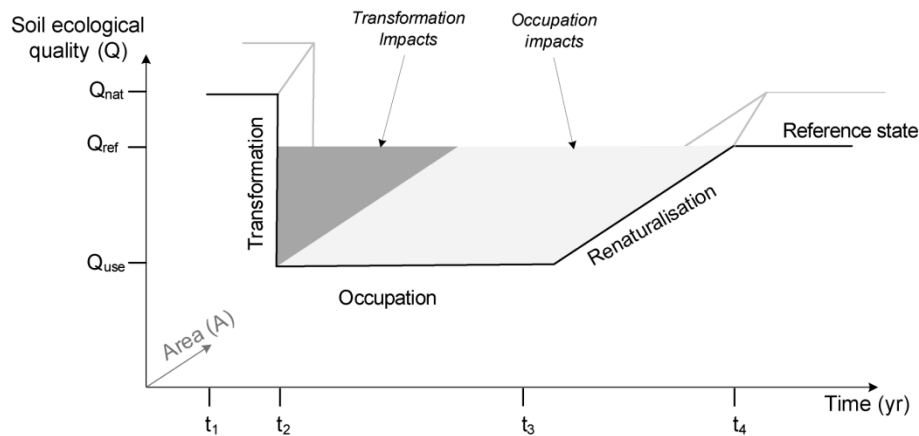


Figure 5.1: Soil ecological quality curve indicating the corresponding transformation impact (dark grey) and occupation impact (light grey) (adapted from (Lindeijer *et al.*, 2002; Milà i Canals *et al.*, 2007a))

Impacts of land occupation consist of a postponement of the renaturalisation phase preventing the soil ecological quality ( $Q_{\text{use}}$ ) to evolve back to the reference state. Its magnitude is coarsely approximated by the area of a parallelogram shape. Impacts of land transformation represent a change in land quality from the reference situation ( $Q_{\text{ref}}$ ) to the reference state during the

renaturalisation process and its magnitude is coarsely approximated by a triangular area. Impact scores can be expressed as per the general Eq.(5.1), and further specified for land occupation and land transformation as per Eq.(5.2) and Eq.(5.3), respectively:

$$Impact = Inventory\ flow \times CF = A \int \Delta Q(t)dt \quad (5.1)$$

$$I_{occ} = A \times t_{occ} \times CF_{occ}; \text{ where } CF_{occ} = (Q_{ref} - Q_{use}) \quad (5.2)$$

$$I_{trans} = A \times CF_{trans}; \text{ where } CF_{trans} = (Q_{ref} - Q_{use}) \times \frac{1}{2} \times t_{renat} \quad (5.3)$$

where  $I_{occ}$ ,  $I_{trans}$  are respectively the impact scores of land occupation and transformation,  $A$  [ $m^2$ ] is the occupied or transformed area;  $t_{occ}$  [year] is the duration of occupation stage;  $t_{renat}$  [year] is the renaturalisation time needed for the land to recover to its potential natural state from a given land use type (time between  $t_4$  and  $t_3$ ). The terms  $Q_{use}$  and  $Q_{ref}$  refers respectively to the soil ecological quality at the use phase and the reference state. They are measured with regards to the soil's ecological functions.

CF represents a difference in soil ecological quality where a positive value expresses a reduction of functional capacity and a negative value is a credit to the land use activity on the performance of the soil function. Considering that the area ( $A$ ) and the occupation time ( $t_{occ}$ ) are used as inventory data for defining elementary flows, the development of CFs is the main interest of this paper.

### 5.2.3.3 Calculation procedure for a regionalized approach

Measuring land quality parameters ( $Q$ ) requires an explicit relationship between soil attributes and soil functions which may be constructed based on several observations, samplings and monitoring data from different regions in order to take into account fluctuations and parameters heterogeneity. However, developing such relationships can be a monumental task (Doran et Parkin, 1994), especially for a specific site-dependant approach. To overcome this limitation, we adopted the modeling approach proposed by Baitz (2002) and further developed into a calculation tool model, LANCA (Beck *et al.*, 2010) to assess the influence of different land use activities on soil ecological functions. Among the range of eight functional indicators suggested in Baitz's method (2002), four potential impact indicators are selected for describing the chosen three ecosystem services: 1) Erosion resistance (ton/ha.year) for ERP is influenced by the vegetation structure for soil retention and measures the performance of a terrestrial ecosystem to control and

resist to its soil loss, 2) Chemical filtration ( $\text{cmol}_c/\text{kg}_{\text{soil}}$ ) and 3) Mechanical filtration ( $\text{cm}/\text{day}$ ) for WPP, both define the ecosystem's ability to remove a polluted suspension through a chemical and a physical filtration in order to ensure groundwater protection and 4) groundwater recharge rate ( $\text{mm}/\text{year}$ ) for FWRP reflects the capacity of the ecosystem to recharge groundwater and regulate peak flow through the magnitude of runoff and aquifer recharge.

This method has been chosen because it considers the multifunctional aspects of a soil resource and does not only regard its productive capacity, as opposed to other suggested LCIA land use methods. Moreover, this operational method is reported to be heavily dependent on GIS and data availability (Lindeijer *et al.*, 2002) which makes it interesting for addressing spatial differentiation.

Three main steps are proposed in Figure 5.2 to develop an operational regionalized characterization approach for land use impact assessment. The Canadian context is used to illustrate this method.

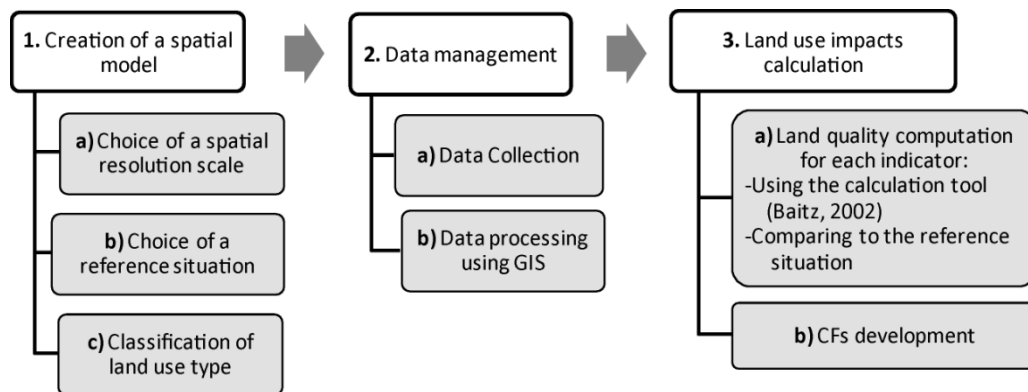


Figure 5.2: Calculation procedure for the proposed land use impact assessment regionalized approach

#### 5.2.3.3.1 Creation of a spatial model

##### a) Choice of a spatial resolution scale

Creating spatial models begins with defining assessment boundaries and dividing the given region, for instance the country, into different units. Political boundaries delineation such as provinces barely reflects the dynamic of ecosystems, especially for countries with a large territorial area such as Canada. Biogeographical unit boundaries are judged more appropriate because they provide significant information regarding the integrity of natural resources, their

management and environmental analysis. In order to ensure a relevant assessment, two spatially explicit models were created for Canada, each of them having specific environmental regional characteristics and geographical parameters (Ecological Stratification Working Group, 1995). The first one divides Canada in 15 terrestrial ecozones and the second one in 193 ecoregions (Figure 5.3). A generic non-spatially resolved model considering Canada as one single ecological unit was also developed for comparative purposes

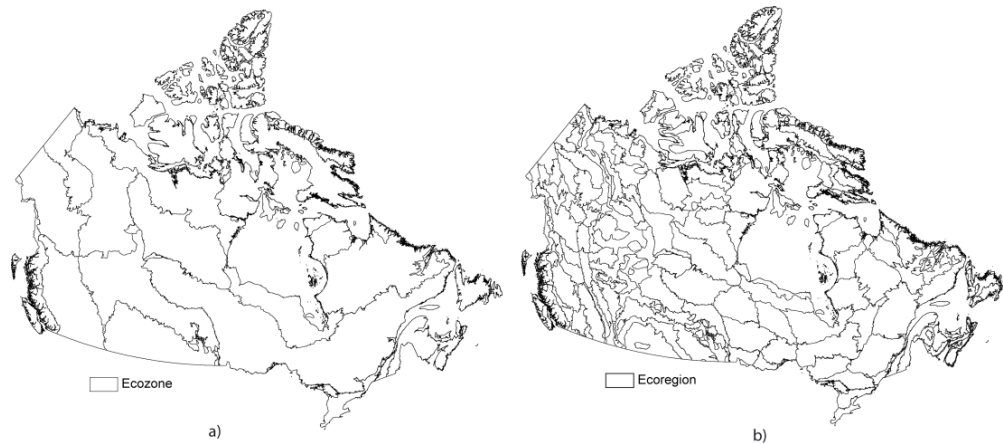


Figure 5.3: Graphical representation of the distribution of Canada's ecological units, based on two spatial resolution scales; a) 15 ecozones and b) 193 ecoregions

#### b) Choice of a reference situation

Quantifying land occupation and/or transformation impacts caused by land use activities is measured in relation to a land quality difference between two states (see Figure 5.1), and thus requires a reference situation against which the actual state is compared to. In order to avoid any allocation problems regarding what is actually accounted to that specific activity or the previous ones, the potential natural vegetation (PNV) state is chosen as a reference situation. The latter describes the vegetation that would develop if all human influences would stop at once (Westhoff et Van der Maarel, 1973). This option is considered the most adequate and tends to overcome bias in the results (Lindeijer *et al.*, 2002; Milà i Canals *et al.*, 2007a).

Identification of each PNV state in each ecological unit of the study area was performed based on an equilibrium terrestrial biosphere model map developed within the BIOME3 model (Haxeltine et Prentice, 1996) and a finer spatially resolved one, BIOME4 (Kaplan *et al.*, 2003). Using a geographic information system (GIS), ArcGIS 9.3 (ESRI, 2010), each map was georeferenced according to the coordination points of Canada's shapefile and then georectified. All

georeferencing was performed using a 1<sup>st</sup> order polynomial transformation with a root mean square (RMS) error of less than 1 pixel.

### c) Land use type classification

For the land use categories and choice of nomenclature, the calculation model was adapted based on the CORINE land cover classification (Bossard *et al.*, 2000) in order to harmonize their classification. As indicated in Tableau 5.2, a set of seven representative land use types was selected. Such a general classification may be structured into different levels depending on the degree of land use activity (Koellner et Scholz, 2008).

This set of representative land use types was used for the calculation considering their different influence on terrestrial ecosystem function behavior.

Tableau 5.2: Selected land use types from CORINE land cover classification

Level 1	Level 2
Artificial	Urban
	Artificial non agriculture vegetated area
Agriculture	Permanent crops
	Pastures
Forest	Forest
	Grassland
	Shrubland
Wetlands	Excluded

#### 5.2.3.3.2 Data management and model calibration

To compute soil ecological function results of each land use type and for all four impact indicators, the LANCA model, based on Baitz's approach (2002) requires input parameters consisting of soil properties, landscape and climatic conditions. These were collected using several international accessible databases as reported in Tableau 5.3. The collected data was managed and processed using the GIS by overlaying all environmental and landscape parameters and then intersecting them with each resolution scale. For each input parameter, queries were created allowing data analysis and statistical evaluation of spatial information. Therefore, spatially resolved mean values were calculated for all specific ecological units of both spatial Canadian resolution scheme models (ecozones and ecoregions). Mean value for the non-spatially resolved version of Canada uses national average parameters, weighted with regards to the ecozones surface area.



Tableau 5.3: Spatially resolved input parameters for the three scale levels

Input parameter	Data range value			Description and source
	Canada generic	Ecozone	Ecoregion	
Soil properties	Soil texture	loam	all	Harmonized Soil Database data sets <sup>a</sup> , Canada Ecoatlas <sup>b</sup>
	Organic matter content (%)	8.57	1.85 to 59.03	1.12 to 70.52 SOM can range from 48 to 58% C (Nelson and Sommers, 1982). SOM was calculated based on an approximate factor of 1.8 times SOC. The latter was calculated using the Harmonized Soil Database datasets <sup>a</sup>
	Skeleton content (%)	11.69	1.12 to 18.27	1.08 to 26.0 Harmonized Soil Database data sets <sup>a</sup>
	Cation Exchange Capacity (CEC) (cmol <sub>c</sub> /kg)	19.97	8.99 to 99.18	5.00 to 120.97 Harmonized Soil Database data sets <sup>a</sup>
	pH	5.89	4.77 to 7.18	4.50 to 11.49 Harmonized Soil Database data sets <sup>a</sup>
Landscape and climatic conditions	Depth to groundwater (m)	Fixed value to 3 m <sup>c</sup>		Since water table levels are highly dynamic and fluctuate over time and seasons, depth to groundwater was considered constant in the model
	Annual precipitation rate (mm/yr)	473.84	184.40 to 1914.90	149.40 to 2202.60 Terrestrial Ecoregions Base Global data sets <sup>d</sup> , Canada Ecoatlas <sup>b</sup>
	Annual evapo-transpiration rate (mm/yr)	234.02	77.76 to 523.69	25.20 to 580.95 Terrestrial Ecoregions Base Global data sets <sup>d</sup> , Canada Ecoatlas <sup>b</sup>
	Slope (°)	1	0 to 25	0 to 25 HYDRO1k Elevation Derivative Database <sup>e</sup>

<sup>a</sup>(FAO *et al.*, 2008); <sup>b</sup>(Marshall *et al.*, 1999); <sup>c</sup>Average value (Stone *et al.*, 2007); <sup>d</sup>(Olson *et al.*, 2001a); <sup>e</sup>(U.S. Geological Survey *et al.* Earth Resources Observation and Science (EROS))

#### 5.2.3.3.3 Soil ecological quality computation and development of characterization factors

Using the LANCA model, absolute soil ecological quality parameters were calculated for the set of selected land use types and for each ecological unit of the three resolution scales (1 Canada generic, 15 ecozones and 193 ecoregions). Soil ecological quality parameters correspond to  $Q_{\text{use}}$  from Figure 5.1 and  $Q_{\text{ref}}$ . The latter refers to the quality of the PNV, being selected as the reference state. CFs were developed for each ecological unit and for all four impact indicators as per Eq. (5.2) and Eq. (5.3).

To facilitate the interpretation and better understand the spatial variability between each resolution scheme, resulting CFs are reported in statistical terms using box plots, each of them grouped by land use type and ecological unit. Supplementary statistical analyses and measures of variability were also performed. Furthermore, a multi-way multidimensional analysis of variance

(multi-way MANOVA) of the LANCA model was conducted, allowing us to partition each result and identify the input parameters that significantly affect the output results (soil ecological quality parameters for each impact indicator). Additional information is given in Online Resource 1 (Annexe 3).

## 5.2.4 Results and discussion

Only CF results for land occupation are presented in this paper and discussed together with recommendations for land transformation. Detailed tables of CFs for each spatial Canadian model (ecozone and ecoregion-based resolution scale) and non-spatial model (Canada generic) for all four land use soil ecological functions impact indicators are given in Online Resource 2 (Annexe 4).

### 5.2.4.1 Spatial variability analysis of characterization factors

#### 5.2.4.1.1 *Comparison between the spatial and non-spatial version of Canada*

Two types of differentiation are identified and noted to be crucial when addressing spatial variability of land use impacts: land use types and ecological classification systems. The first type of spatial variability aims to compare the impact magnitude from different land use types within the same ecological unit, while the second type considers the impact induced from the same type of activity among a range of ecological units differing by their properties and vulnerability.

Figure 5.4 represents box plots for groundwater recharge capacity CFs developed for the ecozone resolution scale and compared to the generic ones. The box plots illustrate the statistical distributions, for both the non-spatial (Canada generic) and spatial model (Canadian ecozones), indicating the maximum and the minimum CFs, the interquartile range (25th percentile and 75th percentile), the median and the mean value. For simplicity results for the remaining three impact indicators are presented in Online Resource 3 (Annexe 5).

An overall comparison between results from the non-spatial model and the spatial one shows different distributions for each ecozone, indicating important variability of CFs among different land use types within different ecological units. The observed range for the Canadian generic CFs is much smaller (189 mm/year) than the ones obtained for each ecozone separately, such as the

Boreal Shield (537 mm/yr), the Mixedwood Plains (696 mm/yr) and the Hudson Plains (277 mm/yr). More particularly, the case of the Atlantic and the Pacific Maritime shows a measure of variability of up to 4 times larger than what the non-spatial Canadian model can capture. Located respectively in the southeastern and southwestern coastal parts of Canada, such bioclimatic units are characterized by higher precipitation and evapotranspiration rates than the single average estimates for Canada as a single unit. Furthermore, median and mean values diverge significantly across quite a few ecological units (up to 34 times higher in median difference for the Mixedwood Plains) and for which the Canadian generic ones are generally situated in the lower part of the results obtained while using a spatial model, indicating skewness in the distribution.

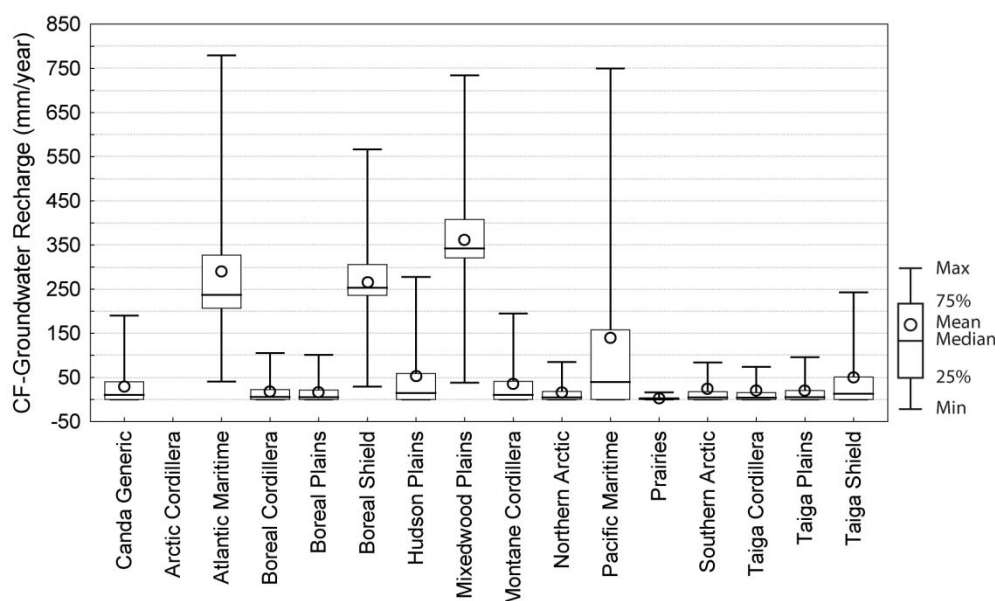


Figure 5.4: Overall spatial variability of groundwater recharge CFs across Canadian ecozones compared to the generic model

Figure 5.5 gives an example of the CFs spatial variability across the Canadian ecozones and for an urban land use type activity. This type of map shows that, depending on the location, impacts on groundwater recharge capacity can vary widely from 16 mm/yr in the Prairie to 779 mm/yr in the Atlantic Maritime, as opposed to the generic CF of 189 mm/yr.

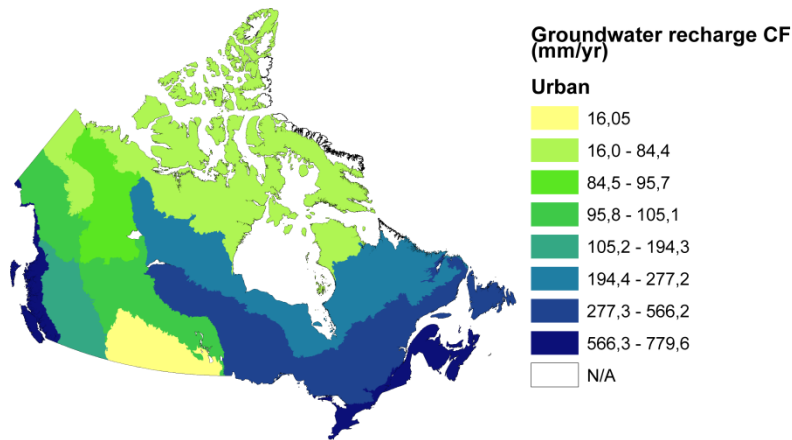


Figure 5.5: Magnitude of CFs for groundwater recharge capacity from urban land use across Canadian ecozones

#### 5.2.4.1.2 *Spatial variability of characterization factors across ecological units for different resolution scales*

The Canadian ecoregions delineation has been analyzed to evaluate the variability of the results at a finer resolution. Figure 5.6 shows a comparison between three scale levels, ecozone and ecoregion-based spatial resolution, along with the Canada generic. Box plot results illustrate the distribution of the CFs of each land use type indicating the extent of spatial variability across and within the ecological units. An important observation that can be made is that, besides the similar trend in overall spatial variability noticed for both resolution scales, the one obtained from the ecoregion-based model was higher and revealed interesting variations that were not captured by the ecozone model itself. Depending on the location of the median value for the Canadian generic scale, each of the box plots presents a different skewness pattern. The larger spread of data distribution illustrates the high CF variability for the same use but across several ecological units.

#### Groundwater recharge capacity:

When comparing results from all three resolution scales, Figure 5.6 (a), shows that generic CFs tend to underestimate at least between 25% (for semi-natural land use types) and 50% (for artificial, agricultural and forestry land use types) of the spatial distribution results. However, no differences in the range sample between both spatial models are observed, except for the urban and the forest land use types where a larger one is noted for the ecozone based scale.

Urban activities are estimated to reduce groundwater recharge capacity up to 779 mm/yr and 1033 mm/yr when using respectively the ecozone and the ecoregion-based model and for which the associated location are different. The maximum value from the ecozone resolution scale model refers to the Atlantic Maritime ecozone, whereas the one from the finer scale identifies an ecoregion in the Pacific Maritime, the Queen Charlotte Lowland, as the most potentially impacted region. Moreover, when using a finer resolution, one can notice the negative CF results, suggesting an increase of groundwater recharge capacity in comparison to the corresponding areas' reference state (PNV). This is likely to occur in arid and semi-arid regions characterized by a deficit in their hydrological balance where evapotranspiration rates are generally higher than precipitation rates over the year, decreasing the groundwater recharge rate. Located respectively in the southeastern and Midwest part of the country, these areas include ecoregion's Mixedwood Plains, with a CF up to -188 mm/yr, when occupied by forestry use and the ones from the Prairie semi-arid belt, with a CF up to -36 mm/yr, for urban use.

#### Erosion resistance capacity:

When using the generic model, a large number from the ecozone and the ecoregion distribution results for erosion resistance capacity may be substantially wrongly estimated. For instance, Figure 5.6 (b) indicates that at least 25% of the spatially resolved CFs for urban, forestry as well as grassland tends to be overestimated and up to 50% for green artificial and both agricultural use can be underestimated. Moreover, moving to ecozone and ecoregion resolution schemes, a shift can be observed to negative CFs, for forestry and grassland land uses, suggesting an improvement of the erosion resistance capacity. One reason is the influence of the PNV reference state on the results since these major changes were noted in arctic ecozones (Northern and Southern Arctic) and other high altitude areas in the very northeastern part of Canada (Taiga Cordillera) where native vegetation consist of sparse and alpine tundra. Thus, when compared to densely ground cover useful for a soil surface stabilization, such as forest and grassland, tundra poor vegetation is much more vulnerable to erosion. Having a larger sample range across spatial result distribution, the lowest CFs calculated by the ecozone and ecoregions-based scale were respectively -3.3 ton/ha.,yr and -19 ton/ha.yr. However, different areas are highlighted where the coarser resolution identifies the whole Taiga Cordillera ecozone, while the finer one points out to the Cascade ranges, an ecoregion in the Pacific Maritime with tundra as the natural vegetation.

The higher the resolution, the better specific local data, such as slope terrain measurement and vegetation cover, is accounted for and therefore results in a larger spatial variability. This justifies how the ecoregion resolution allowed identifying a less vulnerable area in the Pacific Maritime with a lower CF (45 ton/ha.yr) addressing a smaller reduction in erosion resistance capacity when occupied for urban use. Such distinctions were not shown with the coarser spatial scale where the lowest CF observed is 1.5 times higher for the Montane Cordillera ecozone.

#### Chemical and physical filtration capacity

As illustrated in Figure 5.6 (c) and Figure 5.6 (d), differences in overall spatial variability are noted for almost all land use except for semi-natural land use types, grassland and shrubland, for which CFs are equal to zero and no major reduction in filtration capacities are associated to such activities in comparison to the PNV reference state.

The Canadian generic model fails to adequately represent these variations, by underestimating up to 25% of the CF results obtained from both spatial models for chemical filtration capacity and up to 50% of the ones for mechanical filtration capacity. In addition, much larger sample ranges are calculated when using the ecoregion spatial scale revealing highly-resolved CFs and which were not possibly shown by the ecozone model.

Considering the urban land use since it's noted to be the most impacting type, results for chemical filtration capacity reduction ranged from 4  $\text{cmol}_c/\text{kg}_{\text{soil}}$ , in poor northern and southern arctic ecoregions with low cation exchange capacities (CEC), to 114  $\text{cmol}_c/\text{kg}_{\text{soil}}$  in a northwestern ecoregion located in the Taiga Plains. As for mechanical filtration, CFs results illustrated greater differences (up to 7 times higher for artificial and urban use) in spatial variability between both spatial scales. The highest reduction in mechanical filtration capacity (332 cm/d) occurs in ecoregions from the Mixedwood Plains, characterized by sandy soil texture allowing high water permeability. In contrast, for clayey soil texture, such as Taiga Plains ecoregions, a drastically smaller reduction (0.4 cm/d) can be noted.

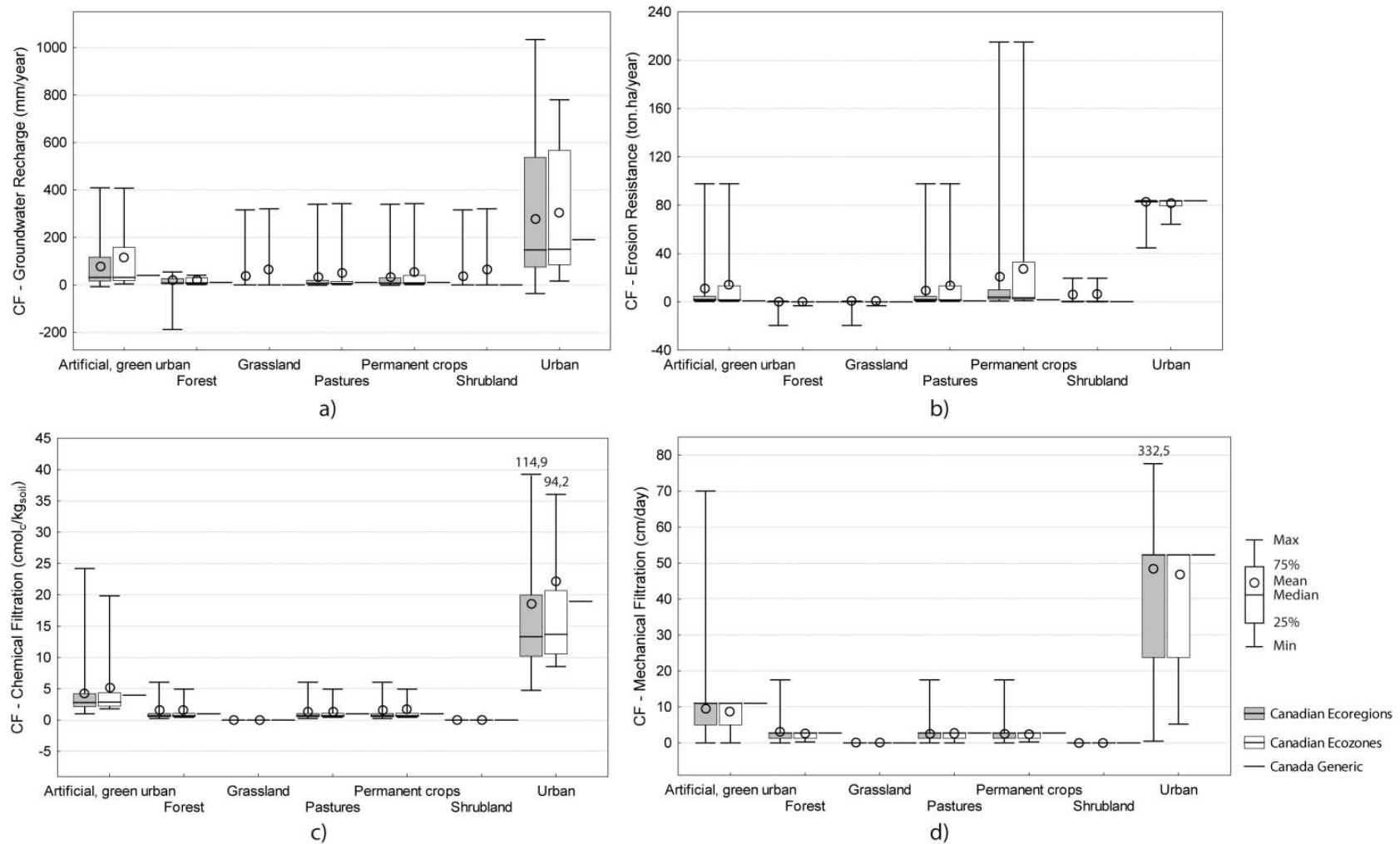


Figure 5.6: Comparison of CFs calculated for the three scale levels the ecoregion (dotted box plot), the ecozone (plain box plot) and the Canadian generic model (plain line) and for four impact indicators: a) groundwater recharge, b) erosion resistance, c) chemical filtration and d) mechanical filtration.

#### 5.2.4.2 Multi-way multidimensional analysis of variance and limitations

Tableau 5.4 shows results obtained for the multi-way MANOVA indicating that several input parameters, used in the LANCA model algorithm, significantly influenced ( $p\text{-value} < 0.05$ ) the output results (soil ecological quality computation for each impact indicator) while others barely ( $p\text{-value} > 0.05$ ) or did not affected them at all ( $p\text{-value} = 1$ ).

Tableau 5.4: Multi-way MANOVA results on soil ecological functions parameter computed by the LANCA model

Input parameter	Groundwater recharge	Erosion resistance	Chemical filtration	Mechanical filtration
Humus content	0.927	0.941	1.000	1.000
Skeleton content	0.767	0.000*	1.000	1.000
Precipitation	0.000*	0.957	1.000	1.000
Summer precipitation	0.715	0.292	1.000	1.000
Soil texture	0.785	0.000*	1.000	0.000*
Sealing type	0.739	0.000*	0.000*	0.000*
Evapotranspiration	0.000*	0.906	1.000	1.000
Slope	0.718	0.000*	1.000	1.000
Depth to groundwater	0.904	0.370	1.000	0.000*
CEC	0.577	0.986	0.000*	1.000

\*  $p\text{-value} < 0,05$

Based on the nature of the approach, the computation of land quality is significantly affected by the sealing type factor defining each land use type. This may justify the differences or similar behavior observed among the set of land use types tested. Despite the apparent distinctions observed across land use types for the groundwater recharge CFs in Figure 5.6 (a), results from the multi-way MANOVA indicated a low influence from the sealing type ( $p\text{-value} = 0.739$ ). This can be explained by the fact that precipitation and evapotranspiration rates are extremely important and overwhelm the output results in comparison to the sealing type.

Generally based on a typical simple water balance, natural groundwater recharge is the difference between precipitation, evapotranspiration and runoff rates (Lerner, 2002). Urbanization effects disrupt water balance often by reducing infiltration rates to groundwater and increasing water



runoff due to presence of paved areas. Hence, natural groundwater recharge from precipitation is diminished. However, another major indirect source, being mains leakage, is identified in the literature as larger and most consistent for a greater urban recharge (Foster *et al.*, 1993; Lerner, 2002). Interestingly, although negative CFs for urban use were obtained in Canadian semi-arid areas (Prairies) suggesting an improvement of groundwater recharge capacity, such results can be inconsistent and seem to be slightly overestimated. The reason is that the calculation of groundwater recharge capacity in the LANCA model considers traditional natural recharge from precipitation and is rather based on a runoff coefficient, failing to account for a runoff flow which initially results in a negative balance.

Erosion resistance capacity is driven by several parameters such as the skeleton content, soil texture, slope (steepness of land cover) and sealing type. Indeed, as observed in all Canadian Cordillera ecozones, a finer texture with a weak structure, high steepness enhances soil loss and consequently decreases its erosion resistance capacity resulting in high CFs for several land use types. On the opposite, coarser soil texture and the presence of ground vegetation cover help reduce soil loss. These cases can be observed in the Boreal and Taiga Plains which have coarse and silty loam soil texture.

In addition, although it's a hilly region, occupying the Taiga Cordillera ecozone by a dense groundcover such as grassland or forest, can become beneficial compared to the tundra natural vegetation state. As mentioned earlier, the same conclusion can be drawn for the arctic ecosystems.

In addition to the sealing type, both filtration capacities are influenced by the soil's vulnerability and its inherent and highly site-dependant attributes. On one hand, two major parameters affect the mechanical filtration capacity, soil texture and depth to groundwater. On the other hand, CEC influences the chemical filtration capacity. As a result, calculating values for the input parameter aggregated on a mean basis and normalized to each ecological unit can justify the small spatial variability across ecozones and similarities in CF results (Online Resource 2 (Annexe 4)). The estimates of land filtration capacities can be averaged out when different zoning systems are used. For instance, at a larger scale, many Canadian soil types have similar texture (loamy and sandy loam) while the finer ecoregion-based scale allowed identifying different ones. Moreover, in regards to the sealing type, no distinction is made between agricultural activities and forestry

for both filtration capacities (Figure 5.6 (c) Figure 5.6 (d)). This can be a limitation from the LANCA model since vegetation type and root biomass uptake may have different influence on infiltration rates, controlling water storage capacity and consequently mechanical filtration capacity.

Based on the observations and the result discussion, the model was found to be generally too coarse and can require very high increments in the input to change an impact indicator's quality result. This can be one reason why only extreme input value changes (very high or low values) were observed in the ecoregion-based model compared to the ecozone-based one.

### **5.2.5 Conclusions and recommendations**

This work demonstrates the feasibility and accomplishment of developing a characterization model and factors to address impacts on soil ecological functions for seven different land use types and within spatial differentiation. Resulting CFs showed high spatial variability across Canadian regions depending on the location of use. Such spatial variability is strongly related to inherent natural variability and spatial heterogeneity across several types of ecosystems captured by the collected input parameters. The generic scale failed to account for these differences, as it is not representative enough for large territorial areas, such as Canada, which spreads over many bioclimatic units. An evaluation of the extent of spatial differentiation emphasized its influence on the variability of regionalized CF results. A more refined resolution such as the Canadian ecoregion-based scale is more appropriate because it brings additional discriminations than a coarser scale.

Impacts of land and transformation equals the difference in soil ecological quality indicator ( $\Delta Q$ ) multiplied by the renaturalisation time needed for the ecosystem to reach the PNV state as well (Eq.5.3). Despite the difficulty in measuring these parameters, many publications (Müller-Wenk, 1998; Koellner, 2000; Weidema et Lindeijer, 2001; Schmidt, 2008) have already proposed a non-exhaustive list of renaturalisation time estimations and which can be used for developing land transformation CFs.

This method highlighted the relevance of addressing spatial differentiation for land use. Hence, the operationalization of this method at a global scale can be performed by using a similar spatial approach used in Canada with a worldwide scale defining several bioclimatic regions, for

instance based on either a broad classification of 9 Holdridge Life Zones or a finer one of 39 Holdridge sub-classes (Holdridge, 1947).

Being dependant on many parameters showing high spatial variability, a practical implementation of this method in LCA requires, in addition to defining the land use type, the area occupied during the activity ( $m^2$ ) and the time required for the occupation (year), to identify the type of ecosystem where the activity is taking place. Alternatively, as suggested by Milà i Canals *et al.* (2007a), situation differentiation may be considered by choosing a range of priority parameters. Based on the multi-way MANOVA results, identifying the most influential parameters that should be collected with high confidence, different types of spatial scales or archetypes can be defined for each soil ecological function. For instance, mechanical filtration and groundwater recharge would be better suited respectively with a soil texture delineation and bioclimatic regions because of their highly influenced parameter.

Some recommendations can already be made using the LANCA model which requires some improvements and sophistication in the algorithm to better refine differentiation and stratification between several intensive land use processes. An uncertainty assessment should be performed in order to better understand parameter and model influence on the final results. It would also be possible to evaluate the results of this model by comparing the results with the simulation of more sophisticated models, such as: EPIC (Erosion Productivity Impact Calculation), CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) and WEPP (Water Erosion Prediction Project). Alternatively, they may be a useful starting point for simulating and predicting soil ecological quality change associated to land use (Arshad et Martin, 2002).

**Acknowledgements** The International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of the CIRAIG) would like to acknowledge the financial support of the industrial partners: Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco Entreprises Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson & Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, Rio Tinto Alcan, RONA, SAQ, Total and Veolia Environnement.

## 5.2.6 References

Arshad, M.A. et Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88(2):153-160.

- Baitz, M. (2002). Die Bedeutung der funktionsbasierten Charakterisierung von Flächen-Inanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen. Life Cycle Engineering. University of Stuttgart. PhD, Stuttgart, Germany.
- Bare, J.C., Norris, G.A., Pennington, D.W. et McKone, T. (2003). TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology* 6(3-4):49 - 78.
- Beck, T., Bos, U. et Wittstock, B. (2010). Calculating site-specific Indicator Values for Land Use using LUCA. 20th SETAC Europe Annual Meeting Seville, Spain, SETAC Europe.
- Bossard, M., Feranec, J. et Otahel, J. (2000). CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. Copenhagen, Denmark, Commission of the European Communities 105 p.
- Brandão, M., Milà i Canals, L. et Clift, R. (2010). Biotic Production Potential. In progress.
- Cowell, S.J. et Clift, R. (2000). A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 8 321–331.
- Doran, J.W. et Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality In: J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek et B.A. Stewart (ed) *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Special publication No. 35, Madison, WI, pp. 3-21.
- Ecological Stratification Working Group (1995). A national ecological framework for Canada. Report and national map at 1:7500 000 scale. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Centre for Land and Biological Resources Research and Environment Canada, State of the Environment Directorate et Ecozone Analysis Branch. Minister of Supply and Services Canada, Ottawa, Hull.
- ESRI. Desktop GIS. Environmental Systems Research Institute. Available at: <http://www.esri.com/>.
- FAO, IIASA, ISRIC, ISSCAS et JRC (2008). Harmonized World Soil Database (version 1.1). FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik,

- C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. et Snyder, P.K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science* 309(5734):570-574.
- Foster, S.S.D., Morris, B.L. et Lawrence, A.R. (1993). Effects of Urbanization on groundwater recharge. In: W.B. Wilkinson (ed) *Groundwater Problems in Urban Areas*. The World Bank, London, pp. 43 – 63.
- Haxeltine, A. et Prentice, C.I. (1996). BIOME3: an equilibrium biosphere model based on ecophysiological constraints, resource availability and competition among plant functional types. *Global Biogeochemical Cycles* 10(4):693–709.
- Hertwich, E.G., Pennington, D. et Bare, J. (2002). Introduction. In: H. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop, M. Hauschild, E.G. Hertwich, P. Hofstetter, O. Joliet, W. Klöpffer, W. Krewitt, E. Lindeijer, R. Müller-Wenk, S.I. Olsen, D. Pennington, J. Potting et B. Steen (ed) *Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, USA, pp. 1-10.
- Holdridge, L.R. (1947). Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105(2727):367-368.
- Humbert, S., Manne, R., Shaked, S., Wannaz, C., Horvath, A., Deschênes, L., Joliet, O. et Margni, M. (2009). Assessing regional intake fractions in North America. *Science of the Total Environment* 407(17):4812-4820.
- Kaplan, J.O., Bigelow, N.H., Prentice, I.C., Harrison, S.P., Bartlein, P.J., Christensen, T.R., Cramer, W., Matveyeva, N.V., McGuire, A.D., Murray, D.F., Razzhivin, V.Y., Smith, B., Walker, D.A., Anderson, P.M., Andreev, A.A., Brubaker, L.B., Edwards, M.E. et Lozhkin, A.V. (2003). Climate change and arctic ecosystems II: Modeling, paleodata-model comparisons, and future projections. *Journal of Geophysical Research* 108(D19).
- Koellner, T., Arena, A.P., Bos, U., Brandão, M., Civit, B., Deschenes, L., Margni, M., Mila i Canals, L., Müller-Wenk, R., Saad, R. et Wittstock, B. (2009). Project description Land Use Life Cycle Impact Assessment (LULCIA) - Project within the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, ETH Zurich, University of Bayreuth, [en ligne]. [http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/research/projects/LULCIA/UNEP\\_SETAC\\_land\\_use\\_v2009.pdf](http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/research/projects/LULCIA/UNEP_SETAC_land_use_v2009.pdf).
- Koellner, T. et De Baan, L. (2010). Biodiversity Loss Potential. In progress.

- Koellner, T. et Scholz, R. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *Int J LCA* 13(1):32-48.
- Koellner, T. et Scholz, R.W. (2007). Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change. *Int J LCA* 12(1):16 – 23
- Koellner, T. (2000). Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity *Journal of Cleaner Production* 8(4):293-311
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C. et Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4):261-269.
- Lerner, D. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology Journal* 10(1):143-152.
- Lindeijer, E. (2000). Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production* 8:313–319.
- Lindeijer, E., Müller-Wenk, R. et Steen, B. (2002). Impact Assessment of Resources and Land Use. In: H. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop, M. Hauschild, E.G. Hertwich, P. Hofstetter, O. Joliet, W. Klöpffer, W. Krewitt, E. Lindeijer, R. Müller-Wenk, S.I. Olsen, D. Pennington, J. Pottinget B. Steen (ed) *Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, USA, pp. 11-64.
- Marshall, I.B., Schut, P. et Ballard, M. (1999). A National Ecological Framework for Canada: Attribute Data. Environmental Quality Branch, Ecosystems Science Directorate, Environment Canada and Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa/Hull, Canada.

- Mattsson, B., Cederberg, C. et Blix, L. (2000). Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production* 8:283–292.
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC, USA, Island Press, 155 p.
- Meyer, W.B. et Turner II, B.L. (1992). Human Population Growth and Global Land-Use/Cover Change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23(1992):39-61.
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R. et Rydgren, B. (2007a). Key Elements in a Framework for land Use Impact Assessment within LCA *Int J LCA* 12(1):5-15.
- Milà i Canals, L., Romanya, J. et Cowell, S.J. (2007b). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production* 15(15):1426-1440.
- Müller-Wenk, R. (1998). *Land Use – The Main Threat to Species. How to Include Land Use in LCA*. Universität of St.Gallen, Switzerland.
- Müller-Wenk, R. et Brandão, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA - carbon transfers between vegetation/soil and air. *Int J LCA* 15(2):172-182.
- Nortcliff, S. (2002). Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88(2):161-168.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. et Kassem, K.R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51(11):933-938.
- Pimentel, D., Allen, J., Beers, A., Guinand, L., Linder, R., McLaughlin, P., Meer, B., Musonda, D., Perdue, D., Poisson, S., Siebert, S., Stoner, K., Salazar, R. et Hawkins, A. (1987). World Agriculture and Soil Erosion. *BioScience* 37(4):277-283.

- Potting, J. et Hauschild, M.Z. (2006). Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment: a decade of method development to increase the environmental realism in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(1):11-13.
- Schmidt, J.H. (2008). Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production* 16(18):1929-1942.
- Sedlbauer, K., Braune, A., Humbert, S., Margni, M., Schuller, O. et Fischer, M. (2007). Spatial differentiation in LCA – Moving forward to more operational sustainability. *Technikfolgenabschätzung. Theorie und Praxis* 3(16):24-31.
- Seybold, C.A., Mausbach, M.J., Karlen, D.J. et Rogers, H.H. (1998). Quantification of soil quality. In: R. Lal, Kimble, J.M., Follett, R.F. and Stewart, B.A. (ed) *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 609.
- Stone, R. et Myslik, J. (2007). *Assessing the Potential for Ground Water Contamination on Your Farm*. Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs. Queen's Printer for Ontario, Ontario.
- Toffoletto, L., Bulle, C., Godin, J., Reid, C. et Deschênes, L. (2007). LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *Int J LCA* 12(2):93 – 102.
- Tolba, M.K., El Kholy, O.A., El-Hinnawi, E., Holdgate, M.W. et McMichael, D.F. (1992). *The World Environment 1972-1992: Two Decades of Challenges* London, UK, Chapman & Hall 884 p.
- Tóth, G., Stolbovoy, V. et Montanarella, L. (2007). *Soil Quality and Sustainability Evaluation - An integrated approach to support soil-related policies of the European Union*. EUR 22721 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- U.S. Geological Survey et Earth Resources Observation and Science (EROS) HYDRO1k Elevation Derivative Database. GTOPO30. U.S.G. Survey, Sioux, falls.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. et Melillo, J. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277(5325):494-499.
- Weidema, B.P. et Lindeijer, E. (2001). *Physical impacts of land use in product life cycle assessment*. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use.



Lyngby, Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, 52 p.

Westhoff, V. et Van der Maarel, E. (1973). The Braun-Blanquet approach. In: R.H. Whittaker (ed) Ordination and classification of communities. Handbook of Vegetation Science. Junk, The Hague, NL, pp. 617-726.

## **CHAPITRE 6    OPÉRATIONNALISATION ET DÉVELOPPEMENT DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION À L'ÉCHELLE MONDIALE**

Ce chapitre présente l'opérationnalisation de l'approche spatialisée et son application au contexte mondial. Tout d'abord, les résultats du développement des facteurs de caractérisation obtenus pour le modèle mondial non spatial ainsi que les modèles basés sur deux niveaux d'échelle de résolution (zones de vie de Holdridge (9) et sous-zones de vie de Holdridge (38)) sont présentés. Ensuite, pour chacun des indicateurs d'impact, les résultats sont comparés afin d'analyser l'étendue de leur variabilité spatiale.

### **6.1 Calcul des facteurs de caractérisation à l'échelle mondiale**

Les FCs développés selon la même approche spatialisée décrite à la section 3.2.3 (et illustré par le contexte canadien au Chapitre 5), utilisant les paramètres d'entrée moyens pour chaque unité écologique, sont présentés pour les quatre indicateurs d'impact. Ces derniers permettent de calculer les impacts sur la QE du sol à travers sa perte de capacité fonctionnelle. En guise de rappel, le FC est calculé à l'aide d'une différence de QE entre un état de référence (PNV) et l'état durant la phase d'utilisation pour chaque indicateur d'impact. Un CF positif représente donc une réduction de la capacité du sol à fournir le service en question tandis qu'un CF négatif évoque une amélioration.

#### **6.1.1 Échelle non spatiale du monde**

Le Tableau 6.1 présente les résultats bruts et complets de FCs développés pour une version du monde générique et qui ne considèrent aucune différenciation spatiale. Ainsi, pour chacun type d'utilisation des terres, défini par la classification CORINE, un FC générique est calculé par indicateur d'impact.

Pour les quatre indicateurs d'impact, les résultats de FCs les plus élevés sont obtenus pour une utilisation urbaine indiquant une réduction de 327 mm/an de la capacité de recharge de l'eau souterraine, 82,55 ton/ha.an de la capacité de résistance à l'érosion, 15,25 cmol<sub>c</sub>/kg<sub>sol</sub> de la capacité de filtration chimique et 23,75 cm/j de la capacité de la filtration mécanique.

Tableau 6.1: Facteurs de caractérisation pour le modèle mondial non spatial et pour les quatre indicateurs d'impact

Facteur de caractérisation - modèle mondial non spatial					
		Recharge de l'eau souterraine (mm/an)	Résistance à l'érosion (ton/ha.an)	Filtration chimique (cmol <sub>c</sub> /kg <sub>sol</sub> )	Filtration mécanique (cm/jour)
Type d'utilisation des terres	Prairies	181,00	0	0	0
	Forêt	17,00	0	0,803	1,25
	Agriculture	188,00	13,75	0,803	1,25
	Pâturage	188,00	6,25	0,803	1,25
	Urbain	327,00	82,55	15,25	23,75
	Urbain (espace vert)	212,00	6,25	3,211	5
	Lande	181,00	1,25	0	0

A l'exception de l'indicateur relatif à la recharge de l'eau souterraine, des FCs nuls peuvent être observés, notamment dans le cas d'une utilisation de type semi-naturelle/naturelle telle une prairie (ou encore une forêt) pour les trois indicateurs d'impact. En effet, en comparaison avec son état de référence, où son PNV est identifié par une forêt, il n'y a pas de différence de capacité fonctionnelle entre les deux états. Ceci résulte donc par une différence de qualité ( $\Delta QE$ ) nulle.

### 6.1.2 Échelle basée sur les zones de vie de Holdridge

Le Tableau A6. 1 jusqu'au Tableau A6. 4 fourni à l'Annexe 6 présente les résultats bruts et complets de FCs développés pour chacune des neuf zones de vie de Holdridge et ce, pour les sept types d'utilisation des terres définis par la classification CORINE.

### 6.1.3 Échelle basée sur les sous-zones de vie de Holdridge

Le Tableau A6. 5 jusqu'au Tableau A6. 8 placé à l'Annexe 6 présente les résultats bruts et complets de FCs obtenus pour les 38 zones de vie de Holdridge et ce, pour les sept types d'utilisation des terres définis par la classification CORINE.

Afin de représenter de manière visuelle l'ensemble des valeurs de FCs calculés dans le cas d'une occupation et pour un type d'usage donné, des cartes du monde ont été créées à l'aide du logiciel

ArcGIS 9.3 (ESRI, 2010). Les frontières observées délimitent les unités écologiques définies par l'échelle de résolution spatiale employée, soient les sous-zones de vie de Holdridge.

La Figure 6.1 jusqu'à la Figure 6.8 montre respectivement des exemples de cartes pour l'usage urbain et forestier sur la réduction ou l'amélioration de la capacité de la recharge de l'eau souterraine, la résistance à l'érosion, la filtration chimique et de la filtration mécanique.

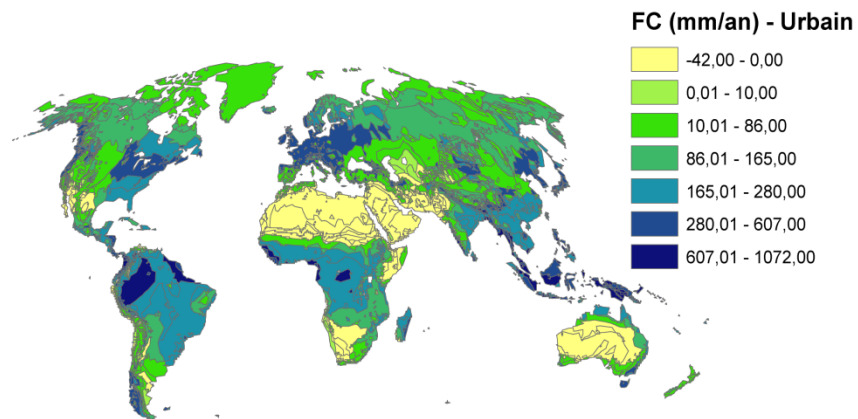


Figure 6.1: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la recharge de l'eau souterraine pour un usage urbain

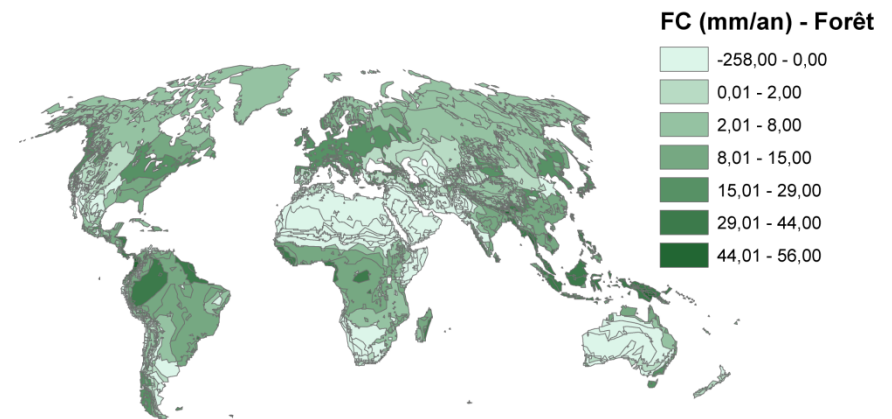


Figure 6.2: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la recharge de l'eau souterraine pour un usage forestier

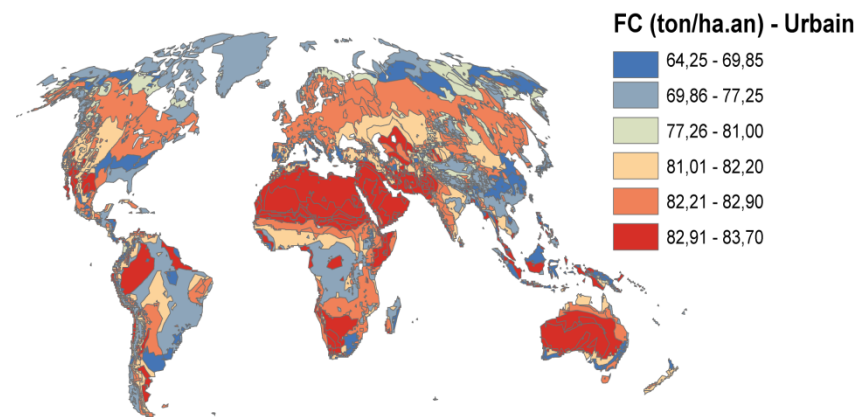


Figure 6.3: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la résistance à l'érosion pour un usage urbain

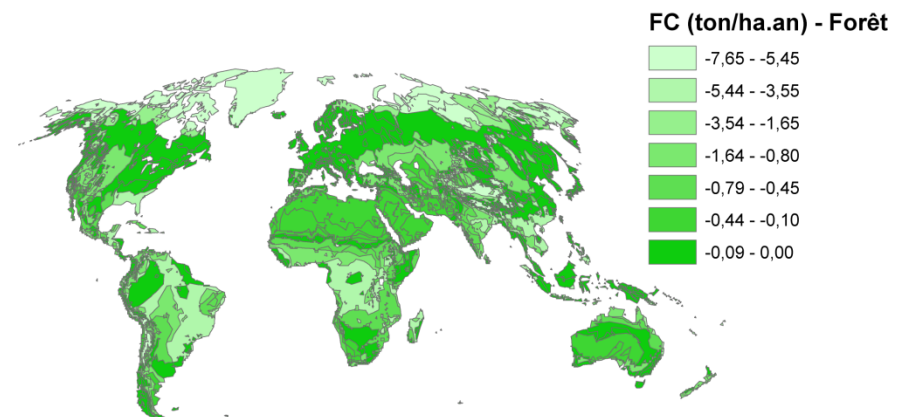


Figure 6.4: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la résistance à l'érosion pour un usage forestier

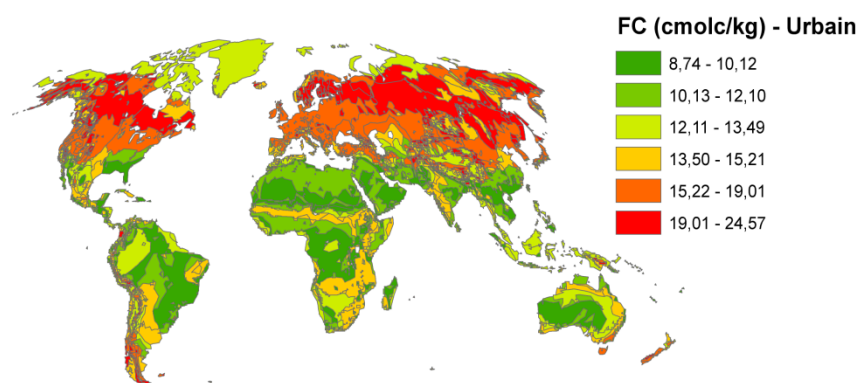


Figure 6.5: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration chimique pour un usage urbain

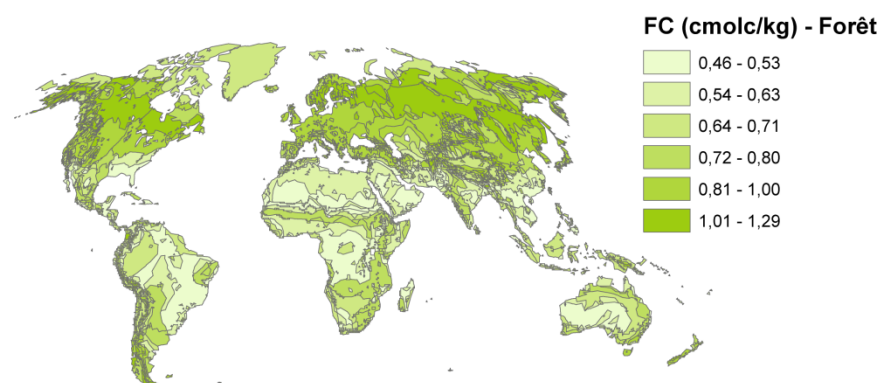


Figure 6.6: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration chimique pour un usage forestier

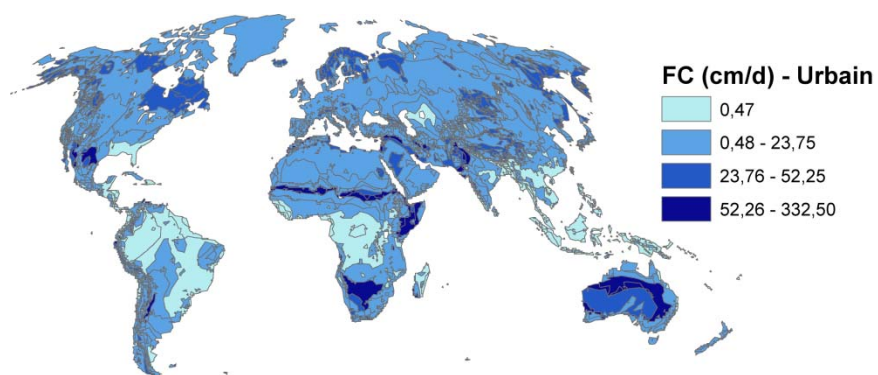


Figure 6.7: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration mécanique pour un usage urbain

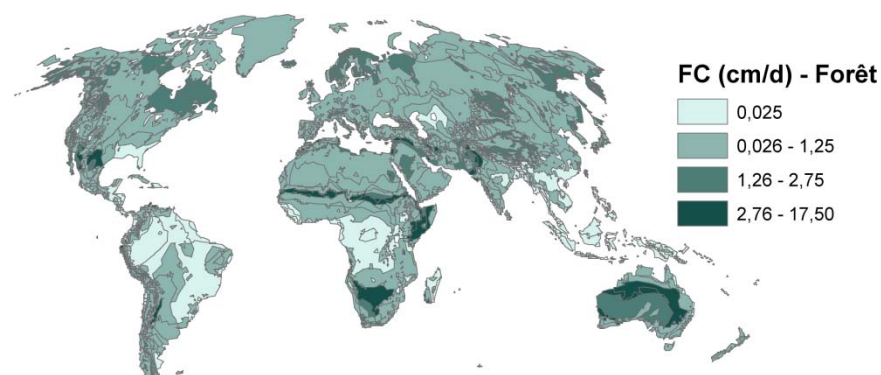


Figure 6.8: Carte de valeurs des facteurs de caractérisation relatifs à la filtration mécanique pour un usage forestier

## 6.2 Évaluation de l'étendue de la variabilité spatiale des facteurs de caractérisation

Pour chacun des quatre indicateurs d'impact étudiés, une comparaison entre les deux modèles spatialisés et le modèle non spatial est réalisée afin d'évaluer l'étendue de la variabilité spatiale des FCs. La comparaison est effectuée à l'aide des box-plots, donnant une indication statistique sur la distribution des résultats de FCs obtenus pour chaque représentation du monde : zones de vie de Holdridge (9), sous-zones de vie de Holdridge (38) et le monde générique (1).

### 6.2.3 Indicateur d'impact relatif à la capacité de recharge de l'eau souterraine

La Figure 6.9 suivante présente les box-plots des FCs calculés pour évaluer les impacts de différents types d'usage sur la capacité de recharge de l'eau souterraine et ce, pour les trois niveaux de résolution.

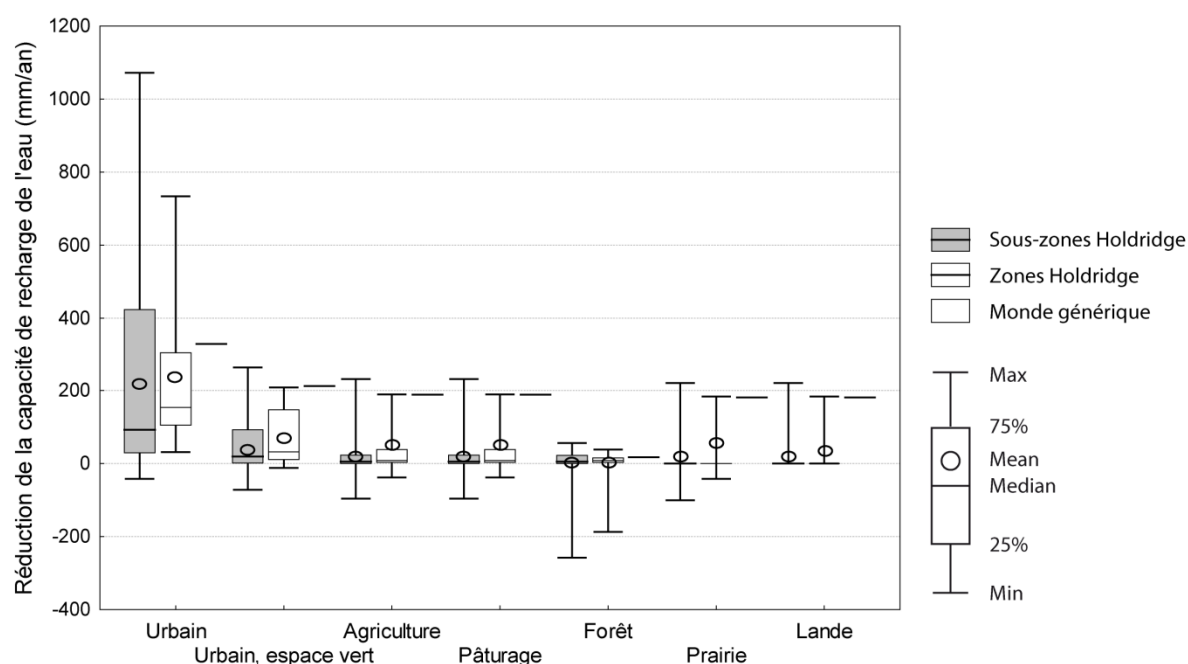


Figure 6.9: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de recharge de l'eau souterraine et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales

Les résultats obtenus pour la capacité de recharge de l'eau souterraine indique que le FC le plus élevé est associé à un usage urbain (1072 mm/an) tandis que le plus faible est associé à un usage

forestier (-258 mm/an). Tous deux sont révélés par la résolution spatiale basée sur les sous-zones de Holdridge. La réduction de la capacité de recharge de l'eau souterraine la plus grande est observée dans la sous-zone de forêt tropicale humide («tropical wet forest») où son PNV se caractérise par un taux de recharge naturelle très élevé dû aux fortes précipitations annuelles. Les effets de l'urbanisation font perdre au sol sa capacité de stockage élevé et par conséquent de recharge. Au contraire, la présence de FC négatifs dénote des effets bénéfiques pour un reboisement (foresterie) dans la sous-zone de forêt tropicale très sèche («tropical forest very dry») où la QE du PNV est naturellement faible.

Une comparaison entre les deux modèles spatialisés montre une plus grande étendue (max-min) entre les résultats de FCs d'un usage urbain pour la résolution basée sur les sous-zones de Holdridge (1 114 mm/an) comparativement à la résolution basée sur les zones de Holdridge (703 mm/an). De telles observations sont également notées pour toutes les utilisations de sol analysées.

Par ailleurs, les résultats d'un modèle mondial générique peuvent être considérés inadéquats pour évaluer les impacts sur les différentes unités écologiques. Que ce soit au niveau des zones ou encore des sous-zones, le FC associé à chaque type d'utilisation est loin de représenter adéquatement l'ensemble de la distribution des FCs spatialisés. En effet, à l'exception de l'usage urbain, le FC générique est pratiquement égal à la valeur maximale de FC obtenu par chacune des deux échelles de résolution de vie de Holdridge. Il surestime ainsi au minimum 75% des résultats spatialisés, dont des FCs négatifs impliquant des activités bénéfiques. Quant aux résultats pour une utilisation urbaine, le FC générique (327 mm/an) sous-estime respectivement au maximum 25% et 50% des résultats calculés par les échelles des zones et des sous-zones de Holdridge.

#### **6.2.4 Indicateur d'impact relatif à la capacité de résistance à l'érosion**

La Figure 6.10 suivante présente les box-plots des FCs calculés pour évaluer les impacts de différents types d'usage sur la capacité de résistance à l'érosion et ce, pour les trois niveaux de résolution.



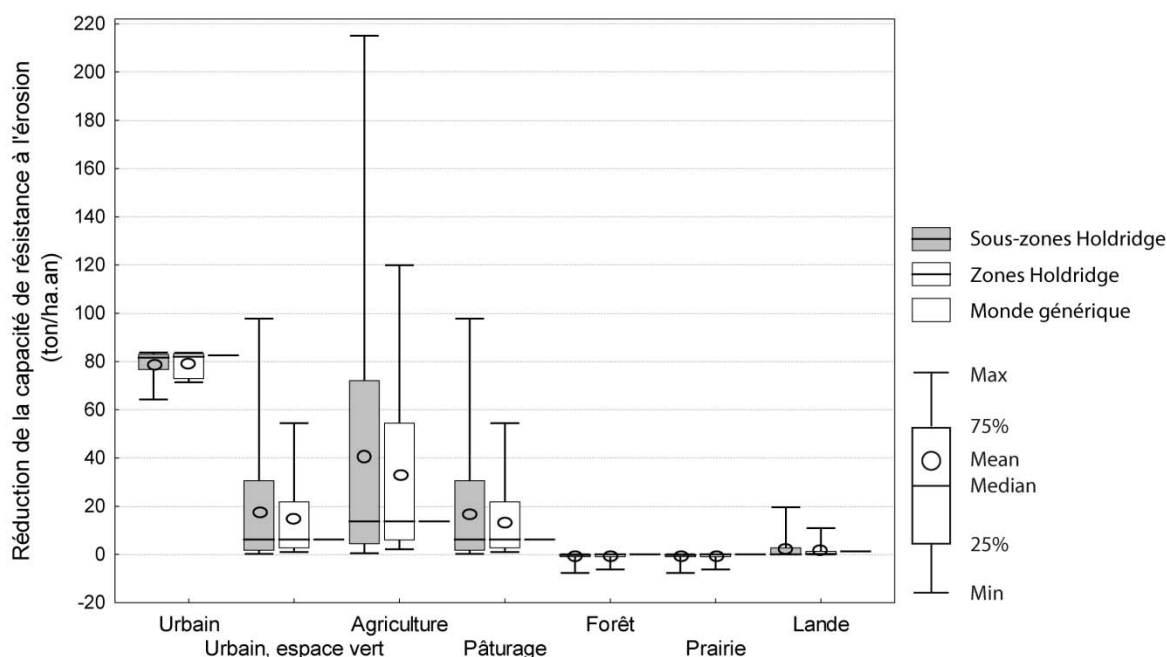


Figure 6.10: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de résistance à l'érosion et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales

Les FCs traduisant la réduction de la capacité de résistance à l'érosion varient entre -7 ton/ha.an et 215 ton/ha.an. Tous deux sont obtenus par la résolution du modèle spatialisé des sous-zones de Holdridge et pour des usages respectifs forestier/prairie et agricole. Le FC le plus faible correspond à la sous-zone subpolaire toundra humide («subpolar moist tundra») suggérant, malgré l'utilisation impossible, qu'une occupation des leurs terres par une forêt ou une prairie devient bénéficiaire pour améliorer sa capacité de résistance à l'érosion. En effet, en comparaison au PNV où la végétation naturelle correspond à la toundra, la présence d'un couvert végétal de type plus dense permet une meilleure régulation et lutte contre l'érosion. Le FC le plus élevé est observé pour un usage agricole dans la sous-zone de forêt ombrophile tempérée chaude («warm temperate rain forest») qui, naturellement, se caractérise par une faible résistance à l'érosion du fait de la texture du sol et de la pente de terrain élevée.

Une comparaison de l'étendue des résultats obtenus par les deux modèles spatialisés montre que les FCs calculés à l'aide de la résolution des sous-zones de vie de Holdridge présentent une plus grande dispersion et ce, systématiquement pour tous types d'utilisation des terres. Plus particulièrement, l'étendue la plus grande est associée à l'usage agricole qui est jusqu'à 1,8 fois plus grande que celle notée pour la résolution plus grossière de zones de vie de Holdridge (214,5

versus 117,4 ton/ha.an). Toutefois, pour des types d'usages naturels ou semi-naturels tels qu'une forêt ou une prairie, l'étendue est moins grande (6,2 versus 7,6 ton/ha.an) indiquant une plus petite variabilité entre les FCs obtenus respectivement pour les différentes zones et sous-zones de vie de Holdridge.

Au niveau de la distribution, les résultats d'un modèle mondial générique sous-estiment effectivement 50% des FCs spatialisés et ce, pour l'usage urbain en espace vert et agricole. Pour l'usage urbain, forestier, de prairie ou de lande, même si environ 25% des résultats semblent être sur ou sous-estimés, cette observation est peu significative compte tenu de la faible variabilité entre les résultats de chacune des unités biogéographiques de zone de vie de Holdridge.

## 6.2.5 Indicateur d'impact relatif à la capacité de filtration chimique

La Figure 6.11 suivante présente les box-plots des FCs calculés pour évaluer les impacts de différents types d'usage sur la capacité de filtration chimique et ce, pour les trois niveaux de résolution.

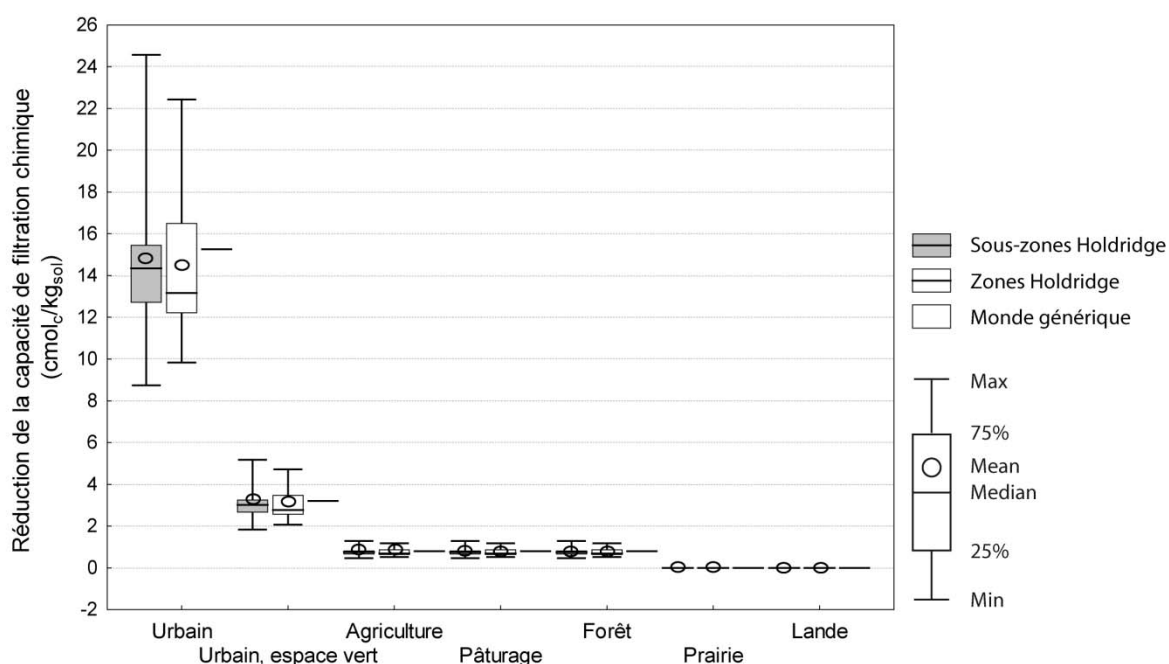


Figure 6.11: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de filtration chimique et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales

Les FCs obtenus par le modèle spatialisé à l'aide des sous-zones de Holdridge pour évaluer la réduction de la capacité de filtration chimique sont les plus faibles (voire nuls pour toutes les unités écologiques) pour des usages de prairies/lande qui présentent les mêmes capacités de filtration que les PNV de référence. Les plus élevés sont associés à l'usage urbain ( $24,5 \text{ cmol}_c/\text{kg}_{\text{sol}}$ ) de zones à CEC élevée tel que la sous-zone de forêt boréale humide («Boreal moist forest») et la sous-zone de forêt subtropicale ombrophile («subtropical rain forest»). Ces régions se caractérisent respectivement par un sol à forte teneur en matière organique et d'une texture riche en argile influençant la CEC.

La comparaison de la distribution des résultats obtenus par les deux échelles spatiales dénote une faible variation entre les différentes unités biogéographiques et pour tous les types d'utilisation. En dépit de la grande étendue apparente des FCs calculés par la résolution des sous-zones de vie de Holdridge ( $15,8 \text{ cmol}_c/\text{kg}_{\text{sol}}$ ) pour une utilisation urbaine, celle-ci ne semble pas être significative comparée à la résolution plus grossière ( $12,6 \text{ cmol}_c/\text{kg}_{\text{sol}}$ ).

Une analyse d'ordre globale des résultats de FCs d'une version générique du monde indique que 25% de la distribution des résultats spatialisés à l'aide des deux niveaux de résolution sont sous-estimés. Néanmoins, en considérant le faible niveau de variabilité observé pour plusieurs types d'usage, cette indication ne devient significative que pour le cas urbain.

### **6.2.6 Indicateur d'impact relatif à la capacité de filtration mécanique**

La Figure 6.12 suivante présente les box-plots des FCs calculés pour évaluer les impacts de différents types d'usage sur la capacité de filtration mécanique et ce, pour les trois niveaux de résolution.

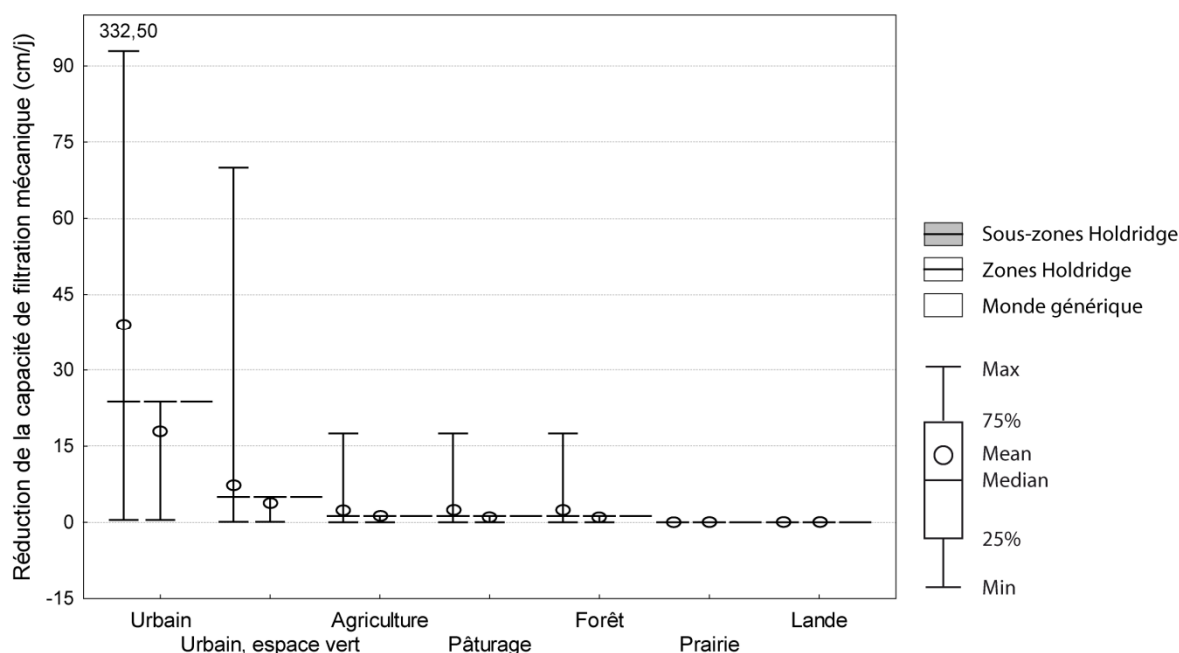


Figure 6.12: Box-plot des FCs relatifs à la capacité de filtration mécanique et calculés pour différents types d'usage selon trois résolutions spatiales

Les résultats observés pour la réduction de la capacité de filtration mécanique présentent une valeur de FC maximale pour un usage urbain (332,5 cm/j) dans les sous-zones tropicale et subtropicale claire et épineuse (« tropical thorn woodland », « subtropical thorn woodland») où la texture du sol, un sable grossier, permet naturellement une grande infiltration. La valeur de FC minimale (0,48 cm/j) est obtenue pour le cas des régions à texture argileuse ou encore sableuse argileuse limoneuse où le taux d'infiltration naturelle est faible. Celles-ci correspondent par exemple aux sous-zones forestières tropicales humides (« tropical wet forest») ou subtropicales subhumides («subtropical moist forest»).

À l'échelle de résolution des zones de vie Holdridge, aucune ou une très faible réduction de la capacité de filtration mécanique (1,25 cm/j) est notée pour une utilisation agricole ou forestière. Cependant, pour ces mêmes utilisations, l'adoption d'une échelle basée sur les sous-zones permet de révéler des tendances de réduction de la filtration mécanique variant jusqu' à 17,5 cm/j. Il en est de même pour les deux types d'usages urbains où l'étendue des résultats de FCs associés à la résolution plus fine est jusqu'à 14 fois et plus grande (urbain : 332 cm/j versus 23,3 cm/j et espace vert urbain : 69,9 cm/j versus 4,9 cm/j). Ceci est justifié par le fait qu'à plus petite échelle,

des propriétés pouvant être très locales, telle la texture, sont mieux identifiées puis évalués pour chaque sous-zone.

En ce qui concerne la représentativité du modèle mondial générique, les mêmes observations que celles pour l'indicateur d'impact précédent peuvent être effectuées. En effet, le FC non spatial risque de sous-estimer 25% de la distribution des résultats spatialisés. Toutefois, seuls ceux pour les types d'utilisation urbaine semblent être significativement affectés.

### **6.3 Conclusion**

Dans l'ensemble, la comparaison des résultats de FCs calculés par les trois niveaux d'échelle de spatialisation (Monde générique, zones et sous-zones de vie de Holdridge) permet de démontrer qu'une version du Monde non spatiale n'est pas appropriée pour représenter adéquatement les nombreuses unités écologiques différentes sur le plan biogéographique. La variabilité spatiale liée aux paramètres et caractéristiques environnementaux de chacun semblent être sur ou sous-estimée pour plusieurs cas.

Par ailleurs, l'utilisation d'une échelle de résolution plus fine (les sous-zones de vie de Holdridge) démontre des dispersions plus larges entre les résultats, pour plusieurs types d'utilisation, indiquant une variabilité spatiale plus élevée. Celle-ci permet ainsi d'identifier des valeurs extrêmes qu'un modèle non spatial ou une résolution plus grossière sont incapables de dévoiler.

Finalement, les cartes (Figure 6.1 à Figure 6.8) confirment bien la variabilité spatiale des FCs à travers le monde et illustrent la dépendance de leur amplitude selon la localisation du territoire. Étant proportionnel au FC, l'intensité de l'impact de l'occupation des terres sur sa qualité dépend grandement des propriétés de sa zone géographique.

## CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

### 7.1 Forces et faiblesses du cadre d'analyse conceptuel

Le cadre d'analyse conceptuel établi permet de comptabiliser les impacts de l'utilisation des terres sur la voie d'impact la moins exploitée jusqu'alors en ACV, celle de la qualité écologique des sols. Il est à noter que ce cadre a été établi en suivant les recommandations récentes effectuées par le groupe de travail sur l'utilisation des ressources de l'UNEP/SETAC LCI (Milà i Canals *et al.*, 2007a). La revue de la littérature a permis de mettre en avant l'importance des fonctions écologiques fournies par un sol et leur participation aux processus encore plus globaux, incluant les biens et services fournis par les écosystèmes et dont dépend le bien-être humain (MEA, 2005). Cet aspect a souvent été négligé au niveau des méthodes d'évaluation des impacts proposées, qui d'ailleurs se sont principalement concentrées sur une fonction spécifique, celle de la productivité du sol (sa fertilité) (Lindeijer, 2000a; Weidema et Lindeijer, 2001). De plus, ce cadre propose d'aller au-delà des fonctions écologiques et de considérer des liens de causalité possibles vers une série de services écosystémiques et la santé humaine (bien-être).

Tel que souligné par Zhang *et al* (2010), les méthodes d'analyse environnementale employées pour promouvoir le développement durable, telles que l'ACV, considèrent rarement le rôle des ressources et les répercussions possibles sur la détérioration de leurs services. Pourtant, leur rôle essentiel dans le maintien de toutes les activités humaines et le bien-être de l'Homme est largement justifié dans la littérature depuis plusieurs années (de Groot, 1992; Daily *et al.*, 1997a; MEA, 2005). Il devient donc essentiel de les intégrer afin d'évaluer adéquatement leur importance sur le plan environnemental.

Une contribution de ce cadre est d'intégrer les nombreuses méthodes conceptuelles recensées parmi celles qui existent en ACV. Ainsi, les modèles de caractérisation traditionnellement proposés pour évaluer les impacts sur la biodiversité (Koellner et Scholz, 2008), le potentiel de production biotique (Lindeijer, 2000a; Milà i Canals *et al.*, 2007b) ou encore le potentiel de séquestration du carbone dans le sol, récemment publié (Müller-Wenk et Brandão, 2010), peuvent être considérées.

Le deuxième et troisième objectifs de ces travaux de recherche ont permis de cibler trois fonctions écologiques du sol (la capacité de régulation des flux hydriques, la capacité de filtration

chimique et mécanique, la capacité de fournir un support physique et une stabilité du sol) n'ayant pas encore été pleinement évaluées. De cette manière, l'aspect multifonctionnel du sol est évalué dans son ensemble.

Compte tenu du fait qu'un écosystème terrestre renferme plusieurs fonctionnalités, une évaluation des impacts environnementaux basée sur un seul indicateur peut être jugée insuffisante (Vrscaj *et al.*, 2008). De plus, chaque type d'utilisation des terres n'affecte pas nécessairement ces fonctions de la même manière. C'est la raison pour laquelle l'adoption d'une approche dite fonctionnelle est de rigueur dans un tel contexte. Ainsi, l'ensemble des fonctions écologiques participant aux services écosystémiques peuvent être évalués simultanément et ce, sans favoriser une capacité fonctionnelle par rapport à une autre. D'ailleurs, à ce stade, un indicateur unique tel que le SOM (Milà i Canals *et al.*, 2007b) ou le fNPP (Lindeijer, 2000a) permettant d'évaluer l'ensemble de la qualité du sol devient clairement insuffisant.

Par ailleurs, certaines relations semblent être difficiles à modéliser et plus particulièrement, en ce qui concerne les services écosystémiques et le bien-être humain. Si ce lien de causalité est déjà bien établi et manifeste, sa modélisation demeure toutefois incertaine à l'état des connaissances scientifiques actuelles. Les informations et les observations sont limitées pour pouvoir évaluer de manière efficace les conséquences des changements au niveau des services (Butler *et al.*, 2005; MEA, 2005).

Les limites d'une telle approche sont essentiellement au niveau de la présence de plusieurs indicateurs pour évaluer les impacts associés à une même catégorie, celle de l'utilisation des terres. Ceci n'est généralement pas préconisé en ACV et le besoin d'agrégation ou de pondération devient rapidement indispensable le long de la chaîne de cause à effet (Cowell, 1998).

Une première approche pouvant être envisagée suggère de convertir les résultats des indicateurs d'impacts (FCs) en terme de pourcentage afin d'obtenir la réduction (ou amélioration) relative par rapport à la situation de référence (Éq. 7.1).

$$\Delta Q(\%) = \frac{Q_{référence} - Q_{utilisation}}{Q_{référence}} \quad (7.1)$$

Cette approche simple s'avère intéressante dans la mesure où une perte relative de la qualité écologique du sol est évaluée et toutes les fonctions écologiques peuvent être rapidement agrégées. Toutefois, il y a risque de perte d'informations dans le cas où des tendances

importantes, à savoir si des capacités fonctionnelles sont améliorées ou plutôt dégradées, sont néanmoins masquées.

Une deuxième approche suggère de procéder par une méthode d'évaluation économique des services écosystémiques (Turner *et al.*, 2000; Eftec, 2006; DEFRA, 2007). Cette technique permet d'estimer la valeur d'un capital naturel, d'un bien ou d'un service en termes de coûts. Il existe différentes méthodes d'évaluation selon le type de services en question (support, provision, régulation et culturel). Selon de Groot *et al.* (2002), les services de régulation peuvent généralement être évalués sur la base des coûts de remplacement par un système technologique artificiellement conçu (scénario de compensation). Cette approche permet ainsi de pondérer la réduction des services écosystémiques en fonction des capacités d'accès des régions géographiques et où l'impact le plus élevé est désigné par une valeur économique élevée. Malgré les critiques d'ordre éthique et parfois technique soulevées par rapport à cette approche (Chee, 2004), elle s'avère être un outil intéressant pour communiquer les résultats et orienter les décideurs.

Une approche basée sur le concept de la biodiversité fonctionnelle peut également être envisagée afin de répondre au cadre d'analyse développé. Celle-ci suggère d'identifier un groupe d'espèces ou de microorganismes qui participent à la performance d'un service écosystémiques spécifique (Moonen et Bàrberi, 2008).

Ces approches méritent d'être évaluées pour différents contextes géographiques afin de vérifier l'utilité du choix des services écosystémiques et la possibilité de leur intégration en ACV.

## **7.2 Développement des facteurs de caractérisation**

Tout d'abord, le développement des FCs spécifiques au contexte canadien permettent de combler un manque, puisque la méthode ÉICV Canadienne, LUCAS, n'en possède pas encore pour la voie d'impact relative à la qualité écologique des sols (Toffoletto *et al.*, 2007). De plus, ces derniers sont calculés de manière différenciée sur le plan biogéographique à l'échelle des écozones, ce qui répond au domaine spatial choisi pour la méthode.

Ensuite, les deux contextes, canadien et mondial, ont permis d'illustrer le développement des FCs différenciés sur le plan spatial et à une échelle nationale ou encore écologique quelconque. Cette



étape constitue un pas vers l'avant pour les bases de données orphelines de FCs spécifiques pour un contexte géographique donné.

Finalement, l'analyse de la variabilité spatiale effectuée pour l'ensemble des FCs calculés pour chaque contexte et visant à comparer différents niveaux de résolution a permis de mettre en lumière plusieurs éléments de discussion intéressants, ainsi qu'une réflexion sur certains choix méthodologiques. Ils sont présentés dans les sections suivantes.

### **7.2.1 Modèle de caractérisation et indicateurs d'impact**

Quatre indicateurs d'impact ont été utilisés pour modéliser la QE (correspondant à l'axe des ordonnées de la courbe de qualité) et qui représente la capacité d'accomplissement de trois fonctions écologiques fournies par le sol. Toutefois, tel que discuté dans le Chapitre 5, le modèle LANCA (Beck *et al.*, 2010), basé sur la méthode conceptuelle proposée par Baitz (2002) et utilisé pour la compilation de toutes les QE, présente quelques limitations.

Les résultats de la MANOVA ont permis de faire le point sur l'algorithme de calcul et d'identifier les paramètres d'entrée les plus prépondérants et qui influencent significativement le calcul de la QE de chacun des indicateurs d'impact. Le paramètre le plus dominant pour tous est le type d'utilisation des terres, régi par le degré d'anthropisation du sol (« sealing type » dans le Chapitre 5). La QE est ainsi déterminée à partir des propriétés naturelles du sol (texture, contenu en matière organique, etc.), des conditions climatiques (précipitation et évapotranspiration) et topographiques (pente du terrain) puis corrigée en fonction du degré d'intensité de son anthropisation. Ainsi, plus la surface du sol est scellée, plus sa QE devient faible.

Une telle approche simple permet de comparer de manière relative les effets induits par différents types d'utilisation et semble similaire à l'approche proposée par Brentrup *et al.* (2002), basée sur l'hypothèse suivante : « plus l'aspect naturel est préservé, mieux c'est pour l'environnement ».

Néanmoins, si elle semble appropriée pour des grandes classes de types d'utilisation, tel le niveau 1 de la classification CORINE (Bossard *et al.*, 2000), elle demeure plutôt grossière pour estimer la capacité fonctionnelle du sol et différencier parmi des niveaux plus distinctifs (extensive/intensive, etc.). De la sorte, elle devrait éventuellement inclure des effets plus spécifiques basés sur l'influence du type de formations végétales sur chaque fonction écologique. À titre d'exemple, l'effet modérateur d'un couvert végétal est fonction de sa densité et de sa

structure verticale, où la capacité de résistance à l'érosion augmente progressivement d'un sol dénudé à un couvert d'arbres isolés, puis à un couvert herbacé et enfin à des pins groupés. (Rey *et al.*, 2004). Il en est de même pour la capacité de filtration mécanique qui, dans le modèle LANCA, ne dépend que principalement de la texture et du type d'utilisation des terres. Or, dépendamment du type de végétation et de la biomasse racinaire, le taux d'infiltration peut en être affecté différemment (Stokes *et al.*, 2008).

Par ailleurs, il serait intéressant d'affiner certains algorithmes de calculs afin d'améliorer la précision et l'interprétation des résultats. De plus, selon les observations réalisées lors des simulations, le modèle LANCA n'était pas toujours très sensible et nécessitait parfois de larges incréments au niveau du paramètre d'entrée avant d'observer un changement sur le résultat.

Cette approche est avantageuse dans le sens où elle permet d'identifier les points chauds, c'est-à-dire les régions où la capacité fonctionnelle du sol est la plus vulnérable à une utilisation des terres envisagée. Comme plusieurs méthodes de caractérisation des impacts en ACV, celle-ci suppose des relations linéaires entre l'intervention et l'impact engendré (Milà i Canals *et al.*, 2006). Ce dernier étant proportionnel au FC, il s'exprime par une différence de qualité et en terme de réduction (ou d'amélioration) de la capacité d'un écosystème terrestre à performer chacune de ses fonctions écologiques. Or, les impacts sur la qualité écologique des sols sont rarement en relation linéaire avec l'intervention. Des approches basées sur des fonctions doses-réponse peuvent ainsi être considérées en définissant des valeurs critiques cibles au-delà desquelles la réduction de la capacité fonctionnelle n'est plus récupérable et l'impact devient très important (Arshad et Martin, 2002; Schjønning *et al.*, 2004). Ces méthodes sont souvent utilisées dans le domaine de la science des sols. De plus, les impacts doivent également être en mesure de considérer la rareté de la ressource ou encore son accessibilité. De cette manière, pour des zones où la capacité fonctionnelle de la recharge en eau souterraine est faible par exemple, l'impact attribuable doit être plus grand étant donné la rareté de la ressource et même encore plus important pour les zones où son accès est plus difficile. Ainsi, en vue de mieux refléter l'impact total, il est plus approprié de corriger ce calcul en fonction de la situation de rareté régionale, tel qu'effectuée par la méthode suisse « Ecological Scarcity Method » (Frischknecht *et al.*, 2008 ).

## 7.2.2 Situation de référence

Basés sur la courbe de qualité environnementale typique d'un sol, les FCs sont développés en suivant les dernières recommandations du groupe de travail sur les ressources et l'utilisation des terres en ACV de l'UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Milà i Canals *et al.*, 2007a). Ils représentent une différence de qualité entre l'état de référence (PNV) et l'utilisation envisagée (Eq.5.2). Le choix de la référence influence donc l'interprétation des résultats.

En effet, selon les résultats de FCs négatifs obtenus ( $Q_{PNV} < Q_{utilisation}$ ), l'occupation par une forêt ou une prairie permet d'améliorer la capacité de résistance à l'érosion de zones à broussailles (lande, tundra). Ces dernières sont effectivement des régions à faible couvert végétal et dont leur distribution est inégale, ce qui laisse de grandes zones dénudées et sensibles à l'érosion (Breshears *et al.*, 2003). A l'inverse, la forêt et la présence d'une couverture herbacée dense (prairie) constitue la meilleure protection pour lutter contre l'érosion (Rey *et al.*, 2004). Par ailleurs, les FCs les plus élevés sont généralement obtenus pour un usage urbain ( $Q_{utilisation} < Q_{PNV}$ ) qui induit habituellement une grande réduction de plusieurs capacités fonctionnelles du sol, surtout pour des zones forestières où elles sont naturellement importantes.

Dans la mesure où la référence n'est pas perçue comme un objectif de qualité, le choix de la PNV est jugé approprié. Une telle référence dynamique considère l'atteinte d'un état quasi-naturel et permet de représenter adéquatement les impacts attribuables à une activité et ce, relativement à un scénario alternatif, soit *l'absence* ou *la non-utilisation des terres* (Milà i Canals *et al.*, 2007a).

## 7.2.3 Impacts de la transformation

Seuls les FCs pour les impacts d'occupation des terres ont été développés pour les fins de ce travail. Pour le cas d'un processus de transformation, le FC correspondant est proportionnel à cette même différence de qualité tout en considérant la durée de temps requise pour atteindre un état stable de renaturation (Eq. 5.3). Malgré la difficulté de prédire de telles durées, qui dépendent non seulement des conditions biogéographiques mais aussi de l'intensité de l'utilisation, plusieurs publications fournissent des estimations grossières qui demeurent acceptables (Müller-Wenk, 1998; Weidema et Lindeijer, 2001; Koellner et Scholz, 2007; Schmidt, 2008). Elles peuvent ainsi servir de point de départ pour évaluer les impacts associés à la transformation. Par ailleurs, les

conclusions concernant l'analyse de leur variabilité spatiale sont semblables à celles tirées pour le cas de l'occupation.

## **7.3 Analyse de la variabilité spatiale des facteurs de caractérisation**

### **7.3.1 Influence des niveaux d'échelle de spatialisation**

Pour le contexte canadien, le choix d'un modèle générique qui ne considère aucune forme de spatialisation s'est montré insuffisant pour représenter adéquatement la variabilité spatiale des FCs à travers les différentes unités écologiques et pour une série de types d'usage, que ce soit à l'échelle des écozones ou des écorégions. À titre d'exemple, pour une utilisation de type urbaine, l'utilisation d'un modèle basé sur l'échelle des écozones a permis d'obtenir un FC relatif à la recharge de l'eau souterraine jusqu'à 11 fois plus petit pour des zones semi-arides (Prairie), ou encore 4 fois plus grand pour des zones à des taux de précipitations élevés (Maritime de l'Atlantique), que celui obtenu par le modèle non spatial Canadien. Les mêmes tendances sont observées pour les trois autres indicateurs d'impact : la capacité de résistance à l'érosion, la capacité de filtration chimique et la capacité de filtration chimique. Ceci a donc démontré la nécessité de régionaliser afin de tenir compte de la variabilité spatiale lors du développement des FCs destinés à évaluer les impacts de l'utilisation des terres. En effet, tel était le cas pour d'autres catégories d'impact, comme l'acidification (Potting et Hauschild, 2006), où il a été noté que l'exclusion totale d'une différenciation spatiale peut mener à des résultats invalides (Sedlbauer *et al.*, 2007a).

L'adoption d'une échelle de résolution plus fine basée sur les écorégions canadiennes pour le calcul des FCs pour tous les indicateurs d'impact s'est montrée convaincante mais jusqu'à une certaine limite. D'une part, elle a certainement permis de représenter de manière cohérente des scénarios particuliers (amélioration d'une capacité au lieu de sa réduction avec la présence de FC  $<0$ ) et extrêmes (valeur de FCs très élevées ou faibles) que l'échelle des écozones n'a pas pu révéler. Également, tout dépendamment du niveau d'échelle spatiale employé, différentes régions géographiques ont été identifiées comme étant les plus vulnérables. Ceci a été particulièrement le cas des résultats obtenus pour évaluer les impacts de l'occupation par une forêt sur la capacité de résistance à l'érosion. L'échelle la plus fine a identifié une écorégion du Pacifique Maritime comme étant la région la plus vulnérable tandis que l'échelle la plus grossière a plutôt pointé vers

l'écozone de la Taïga de la Cordillère. D'autre part, la comparaison globale entre les étendues et les distributions des FCs respectifs pour les deux niveaux d'échelles de résolution spatiale n'est significative que pour les capacités de filtration chimique et surtout mécanique. Dans ces cas-ci, les différences proviennent de la nature hétérogène des propriétés spécifiques d'un sol, tel la CEC et la texture (Girard *et al.*, 2005) et pour lesquelles la variabilité spatiale est plus facilement captée et prise en compte lorsque la résolution est de plus en plus fine. De plus, dépendamment de l'utilisation envisagée, le choix d'une résolution plus fine n'est pas toujours jugée nécessaire. Contrairement aux activités de type urbain qui induisent généralement de grandes réductions sur la capacité fonctionnelle du sol, les activités semi-naturelles, tel un reboisement, une prairie ou une lande l'affecte moins. Tel que déjà mentionné, la différence entre la QE du PNV et celle associée à ces types d'usage est faible pour plusieurs régions puisque leur état de référence correspond généralement à une forêt.

Par ailleurs, l'opérationnalisation et le développement de FCs pour un contexte mondial sont d'autant plus intéressants puisque ce dernier comprend de nombreuses unités écologiques qui ne se retrouvent pas forcément au Canada, telles les régions tropicales. Compte tenu de la grande variabilité spatiale des caractéristiques environnementales entre les différentes zones de vie de Holdridge à l'échelle globale, les FCs calculés pour une version du monde générique sous-estime en moyenne 25% à 50% de la distribution des FCs spatialisés et ce, pour tous les indicateurs d'impact. De même à ce qui a été observé pour le contexte canadien, l'utilisation d'un niveau d'échelle de résolution plus fin (sous-zones de vie de Holdridge) permet une meilleure discrimination de la variabilité spatiale lié au paramètres environnementaux ce qui résulte en des FCs variables et des impacts différents. En effet, de plus grandes étendues sont observées pour la distribution des FCs calculés à l'aide de l'échelle des sous-zones et ce, pour la recharge de l'eau souterraine, la filtration chimique et la filtration mécanique pour un usage urbain. Elles sont respectivement d'environ 1,5 fois, 1,2 fois et 14 fois supérieures à celles obtenues pour une échelle plus grossière (zones de vie de Holdridge). Pour la résistance à l'érosion, l'étendue est jusqu'à 1,8 fois supérieure pour le cas d'une utilisation agricole.

### **7.3.2 Influence du choix du type d'échelle de spatialisation**

Le choix des frontières de type écologique (les écozones et écorégions canadiennes ainsi que les zones et sous-zones de vie de Holdridge) a été préconisé dans le cadre de ce travail étant donné

leur justesse et leur pertinence pour l'interprétation des enjeux environnementaux liés à des écosystèmes spécifiques. Toutefois, tel que mentionné dans la revue de la littérature, des frontières de type politique sont également utilisées en ACV et généralement favorisées (Sedlbauer *et al.*, 2007a). Tel est le cas de la méthode ÉICV TRACI et dont le type d'échelle spatiale se base par exemple sur des comtés ou des états américains (Bare *et al.*, 2003). Si les frontières politiques sont limitées par une répartition aléatoire sur le plan spatial et une discontinuité des espaces géographiques et d'aménagement des ressources, elles demeurent toutefois pratiques pour des fins de réglementation uniforme et de collectes de données simples et plus accessibles à l'échelle nationale (Pintér *et al.*, 2000). Il devient ainsi intéressant de comparer ces frontières, à l'échelle des provinces canadiennes ou nationales par exemple, afin d'évaluer leur pertinence.

Par ailleurs, les résultats de la MANOVA peuvent également servir pour le choix de nouveaux types de résolutions. Ainsi, des échelles spatiales différentes, mais plus appropriées, peuvent être envisagées pour chaque indicateur séparément. Notamment, une première échelle basée sur les types (ou ordres) de sols et une seconde qui distingue plutôt les zones humides des zones arides peuvent respectivement servir de délimitation pour développer des FCs relatifs à la capacité de filtration mécanique et de recharge de l'eau souterraine. De cette manière, tel que suggéré par Milà i Canals *et al* (2007a), des archétypes de situation différenciée sur le plan spatial peuvent être créés et définis par un groupe de paramètres (« une zone boréale avec un sol de texture limoneuse »).

### **7.3.3 Amélioration des facteurs de caractérisation génériques**

La limite de l'utilisation des FCs différenciés sur le plan biogéographique réside dans le fait que le type d'écosystème de la localisation où l'utilisation des terres est envisagée doit être connu. Or, dans un contexte d'ACV, il est rarement identifié et c'est pour cela qu'une évaluation de type générique est plutôt réalisée (Koellner et Scholz, 2007). Afin de répondre à ce critère et de palier la difficulté de conformité géographique variable, le calcul d'un FC générique mais spatialisé peut être développé à partir des résultats de FCs différenciés.

Pour ce faire, l'exemple d'un FC pour le cas de la recharge de l'eau souterraine est discuté. Dans ce cas, deux FCs canadiens spatialisés sont calculés : 1) par une moyenne pondérée des FCs spatialisés à l'échelle des écozones et selon leur surface (nommé CA spatial (écozone) et 2) par

une moyenne pondérée des FCs spatialisés par les sous-zones de vie de Holdridge (nommé CA spatial (Holdridge)). Le détail des calculs est fourni à l'Annexe 7.

Afin d'évaluer leur pertinence, la Figure 7.1 permet de comparer ces deux nouveaux FCs canadiens et les résultats de FCs calculés précédemment pour le contexte canadien (Chapitre 5), soient les FCs spatialisés à l'échelle des écozones et le FC générique. D'une manière générale, pour tous les types d'utilisation, le FC Canadien spatial (écozone) est le plus élevé parmi les résultats génériques (jusqu'à 6 fois pour l'utilisation agricole). De plus, contrairement au FC générique qui surestimaient jusqu'à 50% de la distribution des résultats spatialisés, le FC Canadien spatial (écozone) sous-estime au maximum 25% de la distribution. Cette version de FC national peut être qualifiée d'une version améliorée d'un FC générique et en moyenne, représente de manière plus appropriée les impacts d'une utilisation sur l'ensemble du territoire Canadien.

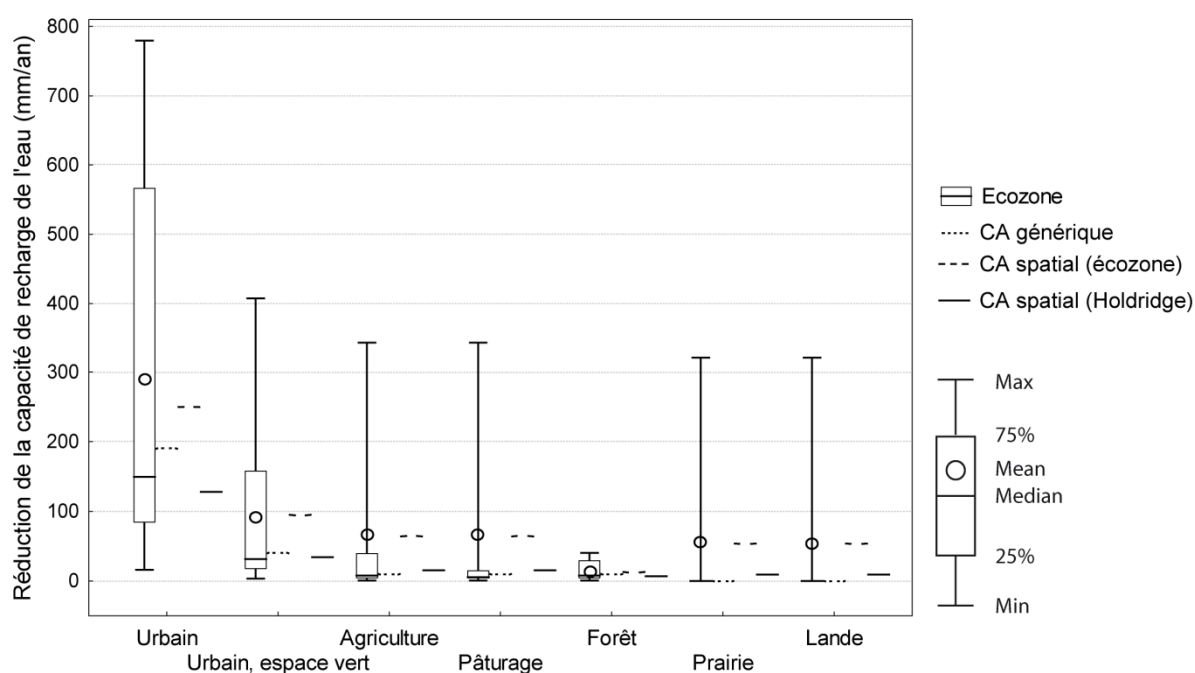


Figure 7.1: Comparaison entre les différentes versions de FCs canadiens génériques et spatialisés

Les écarts observés entre le FC spatial (écozone) et le FC spatial (Holdridge) peuvent être justifiés par le fait que les valeurs des paramètres d'entrée ayant servis au calcul de QE, et conséquemment de FC, sont basées sur des données mondiales qui ne tiennent pas compte du contexte Canadien uniquement. Le recours à des données spécifiques nationales demeure toujours plus pertinent.

Finalement, un tel résultat (FC de CA spatial (Holdridge)) démontre qu'il est également possible de calculer des FCs nationaux à partir des FCs développés par l'une des deux échelles mondiales des zones ou sous-zones de Holdridge. Il suffirait, à l'aide d'un SIG par exemple, d'identifier les zones (ou sous-zones) de vie de Holdridge afin de calculer une moyenne pondérée des FCs spatialisés mais qui tiendra compte d'une certaine représentativité spatiale.

En pratique, la réalisation et l'intégration de la différenciation spatiale doivent être abordables et envisageables en terme de collecte de données, faciles à implémenter dans les méthodes ÉICV et pour lesquelles l'interprétation des résultats demeure facile (Sedlbauer *et al.*, 2007a). De manière globale, le choix d'une résolution plus fine est justifié puisqu'elle a généralement permis de discriminer des situations extrêmes et même particulières.

Le Tableau 7.1 présente une comparaison qualitative, basée sur les résultats de ces travaux, entre différents choix de différenciation spatiale pour le développement de FCs pour l'utilisation des terres. Quatre critères sont analysés (faible (-) à élevé (+++)): le temps requis pour la collecte des données, la représentativité géographique des résultats et leur précision, leur implémentation possibles au niveau des méthodes ÉICV et leur application quant à l'identification d'une zone.

Tableau 7.1: Comparaison qualitative entre les choix de développement de facteurs de caractérisation

	Temps pour la collecte	Représentativité géographique	Implémentation ÉICV possible	Application possible
<b>FC générique</b>	-	-	+++	Région indéfinie
<b>FCs spatialisés grossier</b>	++	++	+ / ++	Région spécifique
<b>FCs spatialisés fin</b>	++ / +++	+++	-	Région spécifique
<b>FC national spatial</b>	++ / +++	+ / ++	+++	Pays spécifique

En définitive, le développement de FCs basé sur une échelle grossière mais qui distingue tout de même un certain nombre d'unités écologiques, comme celles des écozones canadiennes, peut être considéré suffisant. Cependant, lorsque le processus d'utilisation des terres et les impacts qui y sont associés deviennent prépondérants au niveau de l'étude ACV, une évaluation plus exhaustive doit être réalisée afin de préserver la crédibilité des résultats.



## CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les résultats obtenus dans ce projet de recherche constituent une contribution importante pour le domaine de l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres dans un contexte d'ACV et plus particulièrement pour ce qui a trait à la qualité écologique des sols. De manière générale, il n'y a pas de consensus au sein de la communauté scientifique sur les méthodes de caractérisation à adopter et le concept de la régionalisation est souvent négligé.

L'objectif premier a permis d'établir un cadre d'analyse conceptuel harmonisé centré sur l'ensemble des fonctions écologiques typiques fournies par le sol et qui sont à la base de services globaux contribuant au fonctionnement des écosystèmes naturels. Les second et troisième objectifs ont permis de développer respectivement des FCs relatifs à trois fonctions écologiques et différenciés sur le plan spatial pour le contexte canadien et mondial. Pour chaque contexte, les résultats sont obtenus pour deux modèles spatialisés utilisant deux niveaux d'échelles distincts (fine et grossière) et un modèle générique (non spatial). La comparaison de ces derniers montre que lorsque le lieu d'utilisation envisagée est connu, les valeurs des FCs différenciés peuvent être jusqu'à 3 fois (contexte mondial) et 4 fois (contexte canadien) plus élevées. Le recours à des FCs génériques s'avère donc insuffisant pour distinguer la variabilité spatiale des paramètres biogéographiques associés aux différentes unités écologiques. Les trois objectifs sont donc atteints et l'hypothèse de recherche est validée.

Les recommandations qui suivent touchent les perspectives d'exploration de l'approche proposée par le cadre d'analyse ainsi que l'aspect de différenciation spatiale lors du développement des FCs relatifs aux fonctions écologiques du sol.

Le développement du cadre d'analyse propose d'évaluer la qualité écologique du sol en tenant compte de son aspect multifonctionnel, ce qui implique la définition de plusieurs indicateurs d'impact. Les trois principales recommandations sont les suivantes :

- Intégrer les indicateurs d'impact recensés dans la littérature et traditionnellement utilisés pour évaluer la perte de biodiversité, le potentiel de production biotique et le potentiel de séquestration du carbone afin de bâtir une méthode de caractérisation consensuelle qui permette de suivre les recommandations de l'UNEP/SETAC LCI;

- Développer un indicateur agrégé qui permet d'évaluer l'ensemble des services écosystémiques à un niveau avancé dans la chaîne de cause à effet. Pour ce faire, il est suggéré d'analyser la pertinence de plusieurs techniques, soit de calculer une perte de qualité relative (en pourcentage) et de procéder par une approche d'ordre économique basée sur les coûts de remplacement (scénario de compensation) afin de pondérer la réduction des capacités fonctionnelles et écosystémiques entre elles;
- Explorer d'avantage le lien évoqué au niveau de la chaîne de cause à effet qui existe entre l'altération des services écosystémiques rendus et le bien-être humain;

Une approche basée sur le concept de la biodiversité fonctionnelle peut également être envisagée afin de répondre au cadre d'analyse développé.

Dans le cadre de ces travaux, les FCs sont uniquement développés pour le cas d'une occupation des terres. Il est ainsi suggéré d'effectuer une étude plus exhaustive sur le temps de renaturation et de développer les FCs relatif à une transformation des terres. De plus, le choix d'une situation de référence différente que celle du PNV doit être envisagée afin d'évaluer l'influence d'un tel choix sur la pertinence des FCs.

En ce qui concerne l'approche spatialisée et le développement des FCs différenciés sur le plan biogéographique, les recommandations suivantes sont effectuées :

- Envisager le développement de FCs basés sur des frontières politiques, notamment l'échelle des provinces canadiennes ou des pays, et évaluer leur pertinence en comparaison aux résultats obtenus par des frontières écologiques;
- Développer des FCs en créant des archétypes de situation différenciés sur le plan spatial en se basant sur l'importance significative de chaque paramètre biogéographique régissant le développement des FCs. Ces derniers seront identifiés par plusieurs groupes de paramètres biogéographiques;
- Réaliser des analyses d'échelles de résolutions spatiales plus approfondies afin de définir une échelle optimale jugée pertinente et suffisante pour le développement des FCs;

De nombreux efforts sont également nécessaires afin d'améliorer les algorithmes de calcul du modèle LANCA. Pour ce faire, les effets spécifiques basés sur l'influence du type de formations végétales peuvent être considérés afin de rendre le modèle plus sophistiqué et adapté à une plus

grande gamme de couvertures terrestres. De plus, il est également proposé de considérer la rareté régionale de la capacité fonctionnelle d'une ressource au niveau du développement des FCs. Dans l'ensemble, ceci permet d'améliorer la précision et l'interprétation des résultats et de l'impact engendré.

Finalement, ce projet de recherche fournit de nouveaux éléments afin d'évaluer les impacts de l'utilisation des terres dans un contexte d'ACV et plus particulièrement, sur la performance des fonctions écologiques fournies par les sols. Il s'inscrit d'ailleurs dans une démarche où les préoccupations environnementales actuelles vont au-delà des cadres institutionnels de protection des sols. L'emphasis sur l'importance écologique du fonctionnement des écosystèmes naturels est plutôt privilégiée. Cette approche permet d'identifier les « points chauds », c'est-à-dire les régions où la capacité fonctionnelle écologique est la plus vulnérable pour une utilisation envisagée des terres.

## BIBLIOGRAPHIE

- ANDREWS, S.S., KARLEN, D.L.et CAMBARDELLA, C.A. (2004). The Soil Management Assessment Framework : A Quantitative Soil Quality Evaluation Method Soil Science Society of America Journal 68 p.1945-1962
- ARSHAD, M.A.et MARTIN, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment 88(2) p.153-160.
- BAITZ, M. (2002). Die beutung der funktions basierten Charakterisierung von Flächen-Inanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen. Life Cycle Engineering. Stuttgart, Germany, University of Stuttgart. PhD, 172 p.
- BARE, J.C., NORRIS, G.A., PENNINGTON, D.W.et MCKONE, T. (2003). TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. Journal of Industrial Ecology 6(3-4) p.49 - 78.
- BASTIAN, O.et SCHREIBER, K.-F. (1994). Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Stuttgart, Germany, Umweltforschung, Gustav Fischer Verlag Jena, 560 p.
- BAUMANN, H., EKVALL, T., SVENSSON, G., RYDBERG, T.et TILLMAN, A.-M. (1992). Aggregation and operative units in Life-Cycle Assessment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe, Brussels
- BECK, T., BOS, U.et WITTSTOCK, B. (2010). Calculating site-specific Indicator Values for Land Use using LUCA. 20th SETAC Europe Annual Meeting Seville, Spain, SETAC Europe.
- BLONK, H., LINDEIJER, E.et BROERS, J. (1997). Towards a methodology for taking physical degradation of ecosystems into account in LCA. Int J LCA 2(2) p.91-98.
- BLUM, W.E.H. (1997). Basic concepts: degradation, resilience and rehabilitation. Methods for assessment of soil degradation. R. Lal, W.E.H. Blum, C. Valentineet B.A. Stewart. Boca Raton, Florida, CRC Press: p. 1-16.
- BLUM, W.E.H. (2005). Functions of soil for society and the environment. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 4(3) p.75–79.
- BOSSARD, M., FERANEC, J.et OTAHEL, J. (2000). CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. Copenhagen, Denmark, Commission of the European Communities 105

p. [en ligne]. Disponible: [www.eea.eu.int, http://etc.satellus.se/I&CLC2000/download.htm](http://etc.satellus.se/I&CLC2000/download.htm).

- BOUMA, J. (2002). Land quality indicators of sustainable land management across scales. Agriculture, Ecosystems and Environment 88 p. 129–136.
- BOUMA, J. (2004). Soil Quality Knowledge and Land-use Planning Managing soil quality: challenges in modern agriculture. P. Schjønning, S. Elmholtet B.T. Christensen. Cambridge, MA, CABI Publisher: p. 283-295.
- BRANDÃO, M., MILÀ I CANALS, L.et CLIFT, R. (2010). Biotic Production Potential. In progress.
- BRENTROP, F., KUSTERS, J., LAMMEL, J.et KUHLMANN, H. (2002). Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. Int J LCA 7(6) p.339-348.
- BRESHEARS, D.D., WHICKER, J.J., JOHANSEN, M.P.et PINDER, J.E. (2003). Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. Earth Surface Processes and Landforms 28(11) p.1189-1209.
- BRIDGES, E.M.et OLDEMAN, L.R. (1999). Global Assessment of Human-Induced Soil Degradation. Arid Soil Research and Rehabilitation 13(4) p.319-325.
- BUTLER, C.D., CORVALAN, C.F.et KOREN, H.S. (2005). Human Health, Well-Being, and Global Ecological Scenarios. Ecosystems ( 8) p.153–162.
- BUTLER, C.D.et OLUOCH-KOSURA, W. (2006). Linking future ecosystem services and future human well being. Ecology and Society 11(1) p.30.
- CARPENTER, S.R., BENNETT, E.M.et PETERSON, G.D. (2006). Scenarios for ecosystem services: an overview. Ecology and Society 11(1): 29p. [en ligne]. Disponible: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art29/>
- CHASE, T.N., PIELKE, R.A., KITTEL, T.G.F., NEMANI, R.R.et RUNNING, S.W. (2000). Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. Climate Dynamic 16 p.93–105.
- CHEE, Y.E. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. Biological Conservation 120(4) p.549-565.

- COWELL, S.et LINDEIJER, E. (2000). Impacts on ecosystems due to land use: biodiversity, life support and soil quality in LCA. . Agricultural data for LCA. LCANET Food. B. Weidemaet M.J.G. Meeusen. The Hague, Agricultural Economics Research Institute (LEI): p. 80-90.
- COWELL, S.J. (1998). Environmental Life Cycle Assessment of Agricultural Systems: Integration Into Decision-Making. Centre for Environmental Strategy. Guildford, University of Surrey. Ph.D. dissertation.
- COWELL, S.J.et CLIFT, R. (2000). A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. Journal of Cleaner Production 8 p.321–331.
- DAILY, G.C. (1997). Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington, D.C. , Island Press, 392 p.
- DAILY, G.C., ALEXANDER, S., EHRLICH, P.R., GOULDER, L., LUBCHENCO, J., MATSON, P.A., MOONEY, H.A., POSTEL, S., SCHNEIDER, S.H., TILMAN, D.et WOODWELL, G.M. (1997a). Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. Issues in Ecology 2 p.1-16.
- DAILY, G.C., MATSON, P.A.et VITOUSEK, P.M. (1997b). Ecosystem Services Supplied by Soil. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. G.C. Daily. Washington, D.C. , Island Press: p. 113-132.
- DE GROOT, R.S. (1992). Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making. Amsterdam, Netherlands, Wolters-Noordhoff, 315 p.
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A.et BOUMANS, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41(3) p.393-408.
- DEFRA (2007). An introductory guide to valuing ecosystem services. Crown. London, UK, Crown, 68 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.defra.gov.uk/wildlife-countryside/natres/eco-value.htm>
- DEFRIES, R.S., FOLEY, J.A.et ASNER, G.P. (2004). Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. Frontiers in Ecology and the Environment 2(5) p.249-257.

- DORAN, J.W. (2002). Soil Health and Global Sustainability: Translating Science into Practice. Agriculture, Ecosystems and Environment 88(2) p.119–127.
- DORAN, J.W.et JONES, A.J. (1996). Methods for Assessing Soil Quality. Madison, WI, Soil Science Society of America, Special publication No. 49, 410 p.
- DORAN, J.W.et PARKIN, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdiceket B.A. Stewart. Madison, WI, Soil Science Society of America, Special publication No. 35: p. 3-21.
- DORAN, J.W.et PARKIN, T.B. (1996). Quantitative indicators of soil quality : a minimum data set. Methods for Assessing Soil Quality. J.W. Doranet A.J. Jones. Madison, WI, Soil Science Society of America, Special publication No. 49: p. 410.
- DORAN, J.W.et SAFLEY, M. (1997). Defining and Assessing Soil Health and Sustainable Productivity. Biological Indicators of Soil Health C. Pankhurst, B.M. Doubeet V.V.S.R. Gupta. Wallingford, UK, CAB International: p. 437.
- ECOLOGICAL STRATIFICATION WORKING GROUP (1995). A national ecological framework for Canada. Report and national map at 1:7500 000 scale. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Centre for Land and Biological Resources Research and Environment Canada, State of the Environment Directorateet Ecozone Analysis Branch. Ottawa, Hull, Minister of Supply and Services Canada, 132 p. [en ligne]. Disponible: <http://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/ecostrat/intro.html>
- EFTEC (2006). Valuing our Natural Environment. E. Ozdemiroglu, R. Tinch, H. Johnset *al*. London, U.K., Eftec, 64 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.defra.gov.uk/wildlife-countryside/natres/pdf/nr0103-full.pdf>
- ESRI (2010). Desktop GIS. Environmental Systems Research Institute.p. [en ligne]. Disponible: <http://www.esri.com/>
- FAO (2010). Le Glossaire du Changement climatique et de la bioénergie de la FAO - Terminologie FAO, [en ligne]. <http://www.fao.org/climatechange/49365/fr/> (page consultée le 29 Mai 2010).

- FAO, IIASA, ISRIC, ISSCASet JRC (2008). Harmonized World Soil Database (version 1.1). Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria, FAOp. [en ligne]. Disponible: <http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/luc07/External-World-soil-database/>
- FAVA, J., CONSOLI, F., DENISON, R., DICKSON, K., MOHIN, T. et VIGON, B. (1993). A conceptual framework for life-cycle impact assessment. Pensacola FL, 188 p.
- FINNVEDEN, G. (2000). On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. The International Journal of Life Cycle Assessment 5(4) p.229-238.
- FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N. et SNYDER, P.K. (2005). Global Consequences of Land Use. Science 309(5734) p.570-574.
- FOSTER, S.S.D., MORRIS, B.L. et LAWRENCE, A.R. (1993). Effects of Urbanization on groundwater recharge. Groundwater Problems in Urban Areas. W.B. Wilkinson. London, The World Bank: p. 43 – 63.
- FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H.-J., DOKA, G., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., REBITZER, G., SPIELMANN, M. et WERNET, G. (2007). Overview and Methodology. ecoinvent report No. 1. Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, p. [en ligne]. Disponible: [http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01\\_OverviewAndMethodology.pdf](http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01_OverviewAndMethodology.pdf)
- FRISCHKNECHT, R., STEINER, R., BRAUNSCHWEIG, A., EGLI, N. et HILDESHEIMER, G. (2008). Swiss ecological scarcity method: the new version 2006., ESU Services, 4 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.esu-services.ch/cms/fileadmin/download/Frischknecht-2006-EcologicalScarcity-Paper.pdf>
- GIRARD, M.-C., WALTER, C., RÉMY, J.-C., BERTHELIN, J. et MOREL, J.-L. (2005). Sols et environnement. Paris, Dunod, 816 p.
- GLANZ, J. (1995). Saving our soil: solutions for sustaining earth's vital resource. Boulder, CO, Johnson Books 182 p.



- GOEDKOOPE, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J. et VAN ZELM, R. (2008). ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, Report I: Characterisation, 132 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.lcia-recipe.net/>
- GOEDKOOPE, M. et SPRIENSMA, R. (2000). The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Amersfoort, The Netherlands, Methodology Report, 142 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.pre.nl/eco-indicator99/default.htm>
- GUINÉE, J., Ed. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO standard. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishing
- GUINÉE, J.B., GORÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., DE KONING, A., VAN OERS, L., WEGENER SLEESWIJK, A., SUH, S., UDO DE HAES, H., DE BRUIJN, H., VAN DUIN, R. et HUIJBREGTS, M. (2001). Life Cycle Assessment: An operational guide to ISO standards. Leiden, The Netherlands, Centre of Environmental Science, Leiden University (CML), 713 p. [en ligne]. Disponible: <http://cml.leiden.edu/research/industrialecology/researchprojects/finished/new-dutch-lca-guide.html>
- HAUSCHILD, M. et POTTING, J. (2005). Background for spatial differentiation in LCA impact assessment: The EDIP03 methodology. Denmark, Institute for Product Development Technical University of Denmark, Environmental Project No. 996. , 195 p. [en ligne]. Disponible:
- HAXELTINE, A. et PRENTICE, C.I. (1996). BIOME3: an equilibrium biosphere model based on ecophysiological constraints, resource availability and competition among plant functional types. Global Biogeochemical Cycles 10(4) p.693–709.
- HEIJUNGS, R. (1992). Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds (Part 1), Centrum voor Milieukunde Leiden, Leidenp. [en ligne]. Disponible: <http://hdl.handle.net/1887/8061>
- HEIJUNGS, R., GUINÉE, J. et HUPPES, G. (1997). Impact Categories for Natural Resources and Land use. Leiden, The Netherlands, CML, Leiden University, Report 138, 38 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/staff/heijungs/publications.html>

- HERRICK, J.E. (2000). Soil Quality: an Indicator of Sustainable Land Management ? Applied Soil Ecology 15(1) p.75–83.
- HERTWICH, E.G., PENNINGTON, D. et BARE, J. (2002). Introduction. Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. H. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop *et al.* Pensacola, FL, USA, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): p. 1-10.
- HISCHIER, R., WEIDEMA, B., ALTHAUS, H.-J., BAUER, C., DOKA, G., DONES, R., FRISCHKNECHT, R., HELLWEG, S., HUMBERT, S., JUNGBLUTH, N., KOELLNER, T., LOERINCIK, Y., MARGNI, M. et NEMECEK, T. (2009). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Dübendorf, Switzerland, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, ecoinvent report No. 3, v2.1, 161 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.ecoinvent.org/documentation/reports/>
- HOLDRIDGE, L.R. (1947). Determination of world plant formations from simple climatic data. Science 105(2727) p.367-368.
- HOUGHTON, R.A., HACKLER, J.L. et LAWRENCE, K.T. (1999). The U.S. Carbon Budget: Contributions from Land-Use Change. Science 285(5427) p.574-578.
- HUMBERT, S., MANNEH, R., SHAKED, S., WANNAZ, C., HORVATH, A., DESCHÊNES, L., JOLLIET, O. et MARGNI, M. (2009). Assessing regional intake fractions in North America. Science of the Total Environment 407(17) p.4812-4820.
- ISO 14040 (2006). Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre.
- ISO 14044 (2006). Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices.
- ITSUBO, N. et INABA, A. (2003). A New LCA Method: LIME has been completed. Int J LCA 8(5) p.305.
- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Int J LCA 8(6) p.324-330.
- JOLLIET, O., MUELLER-WENK, R., BARE, J., BRENT, A., GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., ITSUBO, N., PEÑA, C., PENNINGTON, D., POTTING, J., REBITZER, G.,

- STEWART, M., UDO DE HAES, H. et WEIDEMA, B. (2004). The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Int J LCA 9(6) p.394-404.
- JOLLIET, O., SAADÉ, M. et CRETAZ, P. (2005). Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan. Lausanne, CH, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 256 p.
- KAPLAN, J.O., BIGELOW, N.H., PRENTICE, I.C., HARRISON, S.P., BARTLEIN, P.J., CHRISTENSEN, T.R., CRAMER, W., MATVEYEVA, N.V., MCGUIRE, A.D., MURRAY, D.F., RAZZHIVIN, V.Y., SMITH, B., WALKER, D.A., ANDERSON, P.M., ANDREEV, A.A., BRUBAKER, L.B., EDWARDS, M.E. et LOZHKIN, A.V. (2003). Climate change and arctic ecosystems II: Modeling, paleodata-model comparisons, and future projections. Journal of Geophysical Research 108(D19).
- KARLEN, D.L., DITZLER, C.A. et ANDREWS, S.S. (2003). Soil quality: why and how ? Geoderma 114(3-4) p.145-156.
- KARLEN, D.L., MAUSBACH, M.J., DORAN, J.W., CLINE, R.G., HARRIS, R.F. et SCHUMAN, G.E. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. Soil Science Society of America Journal 61 p.4– 10.
- KOELLNER, T. (2000). Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity Journal of Cleaner Production 8(4) p.293-311
- KOELLNER, T. (2001). Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality. St. Gallen, University St. Gallen PhD, 271 p.
- KOELLNER, T., ARENA, A.P., BOS, U., BRANDÃO, M., CIVIT, B., DESCHENES, L., MARGNI, M., MILA I CANALS, L., MÜLLER-WENK, R., SAAD, R. et WITTSTOCK, B. (2009). Project description Land Use Life Cycle Impact Assessment (LULCIA) - Project within the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, ETH Zurich, University of Bayreuth, [en ligne]. [http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/research/projects/LULCIA/UNEP\\_SETAC\\_land\\_use\\_v2009.pdf](http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/research/projects/LULCIA/UNEP_SETAC_land_use_v2009.pdf).
- KOELLNER, T. et DE BAAN, L. (2010). Biodiversity Loss Potential. In progress.

- KOELLNER, T. et SCHOLZ, R. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. Int J LCA 13(1) p.32-48.
- KOELLNER, T. et SCHOLZ, R.W. (2007). Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change. Int J LCA 12(1) p.16 – 23
- L'VOVICH, M.I. et WHITE, G.F. (1990). Use and transformation of terrestrial water systems. The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere over the Past 300 Years. B.L. Turner II, W.C. Clark, R.W. Kates et al. Cambridge, UK, Cambridge University Press: p. 235–252.
- LAMBIN, E.F., GEIST, H. et RINDFUSS, R.R. (2006). Introduction: Local Processes with Global Impacts. Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes with Global Impacts. E.F. Lambin et H. Geist. Heidelberg, Germany, Springer: p. 222.
- LAMBIN, E.F., TURNER, B.L., GEIST, H.J., AGBOLA, S.B., ANGELSEN, A., BRUCE, J.W., COOMES, O.T., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C., GEORGE, P.S., HOMEWOOD, K., IMBERNON, J., LEEMANS, R., LI, X., MORAN, E.F., MORTIMORE, M., RAMAKRISHNAN, P.S., RICHARDS, J.F., SKÅNES, H., STEFFEN, W., STONE, G.D., SVEDIN, U., VELDKAMP, T.A., VOGEL, C. et XU, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global Environmental Change 11(4) p.261-269.
- LARSON, W.E. et PIERCE, F.J. (1991). Conservation and enhancement of soil quality. Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World, International Board for Research and Management, Bangkok, Thailand
- LERNER, D. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: a review. Hydrogeology Journal 10(1) p.143-152.
- LESER, H. et KLINK, H.-J. (1988). Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000 (KA GÖK 25). Trier, Germany, Forschungen zur deutschen Landeskunde, 349 p.
- LINDEIJER, E. (2000a). Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. Journal of Cleaner Production 8 p.313–319.

- LINDEIJER, E. (2000b). Review of land use impact methodologies. Journal of Cleaner Production 8 p.273-281.
- LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R. et STEEN, B. (2002). Impact Assessment of Resources and Land Use. Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. H. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop *et al.* Pensacola, USA, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): p. 11-64.
- MACLEOD, M., WOODFINE, D., MACKAY, D., MCKONE, T., BENNETT, D. et MADDALENA, R. (2001). BETR North America: A Regionally Segmented Multimedia Contaminant Fate Model for North America. Environmental Science & Pollution Research 8(3) p.1-8.
- MARKS, R., MÜLLER, M.J., LESER, H. et KLINK, H.-J. (1989). Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes, Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 229, . Trier, Germany, Zentrallausschuss für deutsche Landeskunde, 222 p.
- MARSHALL, I.B., SCHUT, P. et BALLARD, M. (1999). A National Ecological Framework for Canada: Attribute Data. Ottawa/Hull, Canada, Environmental Quality Branch, Ecosystems Science Directorate, Environment Canada and Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. [en ligne]. Disponible: [http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/data\\_files.html](http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/data_files.html)
- MATTSSON, B., CEDERBERG, C. et BLIX, L. (2000). Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. Journal of Cleaner Production 8 p.283–292.
- MEA (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC, USA, Island Press, 155 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>
- MEYER, W.B. et TURNER II, B.L. (1992). Human Population Growth and Global Land-Use/Cover Change. Annual Review of Ecology and Systematics 23(1992) p.39-61.
- MILÀ I CANALS, L., BAUER, C., DEPESTELE, J., DUBREUIL, A., FREIERMUTH KNUCHEL, R., GAILLARD, G., MICHELSEN, O., MÜLLER-WENK, R. et RYDGREN, B. (2007a). Key Elements in a Framework for land Use Impact Assessment within LCA Int J LCA 12(1) p.5-15.

- MILÀ I CANALS, L., CLIFT, R., BASSON, L., HANSEN, Y. et BRANDÃO, M. (2006). Expert Workshop on Land Use Impacts in Life Cycle Assessment (LCA): 12-13 June 2006 Guildford, Surrey (UK). Int J LCA 11(5) p.363-368.
- MILÀ I CANALS, L., ROMANYA, J. et COWELL, S.J. (2007b). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA). Journal of Cleaner Production 15(15) p.1426-1440.
- MOONEN, A.-C. et BÀRBERI, P. (2008). Functional biodiversity: An agroecosystem approach. Agriculture, Ecosystems & Environment 127(1-2) p.7-21.
- MÜLLER-WENK, R. (1998). Land Use – The Main Threat to Species. How to Include Land Use in LCA. Switzerland, Universität of St.Gallen, 46 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.iwoe.unisg.ch/org/iwo/web.nsf/wwwPubDiskussionEng/66CCA45A63A6AFE5C1256A4F005C4E3E>
- MÜLLER-WENK, R. et BRANDÃO, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA - carbon transfers between vegetation/soil and air. Int J LCA 15(2) p.172-182.
- MUSTARD, J.F., DEFRIES, R.S., FISHER, T.R. et MORAN, E.F. (2004). Land-Use and Land-Cover Change Pathways and Impacts. Land Change Science. G. Gutman, A.C. Janetos, C.O. Justice et al., Springer: p. 411-429.
- NAEEM, S., CHAPIN III, F.S., COSTANZA, R., EHRLICH, P.R., GOLLEY, F.B., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., NEILL, R.V.O., MOONEY, H.A., SALA, O.E., SYMSTAD, A.J. et TILMAN, D. (1999). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Maintaining Natural Life Support Processes. Issues in Ecology 4 p.1-11.
- NORTCLIFF, S. (2002). Standardisation of soil quality attributes. Agriculture, Ecosystems & Environment 88(2) p.161-168.
- OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, E.D., BURGESS, N.D., POWELL, G.V.N., UNDERWOOD, E.C., D'AMICO, J.A., ITOUA, I., STRAND, H.E., MORRISON, J.C., LOUCKS, C.J., ALLNUTT, T.F., RICKETTS, T.H., KURA, Y., LAMOREUX, J.F., WETTENGEL, W.W., HEDAO, P. et KASSEM, K.R. (2001a). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. BioScience 51(11) p.933-938.

- OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, E.D., BURGESS, N.D., POWELL, G.V.N., UNDERWOOD, E.C., D'AMICO, J.A., ITOUA, I., STRAND, H.E., MORRISON, J.C., LOUCKS, C.J., ALLNUTT, T.F., RICKETTS, T.H., KURA, Y., LAMOREUX, J.F., WETTENGEL, W.W., HEDAO, P. et KASSEM, K.R. (2001b). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. BioScience 51 p.933-938.
- PENNINGTON, D.W., POTTING, J., FINNVEDEN, G., LINDEIJER, E., JOLLIET, O., RYDBERG, T. et REBITZER, G. (2004). Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. Environment International 30(5) p.721-739.
- PÉREZ-SOBA, M., PETIT, S., JONES, L., BERTRAND, N., BRIQUEL, V., OMODEI-ZORINI, L., CONTINI, C., HELMING, K., FARRINGTON, J.H., MOSSELLO, M.T., WASCHER, D., KIENAST, F. et DE GROOT, R. (2008). Land use functions — a multifunctionality approach to assess the impact of land use changes on land use sustainability. Sustainability Impact Assessment of Land Use Changes. S.B. Heidelberg: p. 375-404.
- PERRIMAN, R. (1995). Is LCA losing its way? LCA News – A SETAC Europe publication 5(1) p.4-5.
- PFLEIDERER, I.C. (1998). Modellbildung zur computergestützten Ganzheitliche Bilanzierung und Bewertung von Produktlebenswegen. Stuttgart, Germany, University of Stuttgart. Ph.D. Dissertation, 164 p.
- PIMENTEL, D., ALLEN, J., BEERS, A., GUINAND, L., LINDER, R., MCLAUGHLIN, P., MEER, B., MUSONDA, D., PERDUE, D., POISSON, S., SIEBERT, S., STONER, K., SALAZAR, R. et HAWKINS, A. (1987). World Agriculture and Soil Erosion. BioScience 37(4) p.277-283.
- PIMENTEL, D. et PIMENTEL, M. (2006). Global environmental resources versus world population growth. Ecological Economics 59(2) p.195-198.
- PINTÉR, L., ZAHEDI, K. et CRESSMAN, D. (2000). Renforcement des capacités d'intégration de l'évaluation du milieu et des rapports sur l'état de l'environnement. IIDD pour le PNUE. Winnipeg, Canada, 158 p. [en ligne]. Disponible:

- POTTING, J.et HAUSCHILD, M. (1997). Part II: spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions. The International Journal of Life Cycle Assessment 2(4) p.209-216.
- POTTING, J.et HAUSCHILD, M.Z. (2006). Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment: a decade of method development to increase the environmental realism in LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment 11(1) p.11-13.
- RAMANKUTTY, N.et FOLEY, J.A. (1999). Estimating Historical Changes in Global Land Cover: Croplands from 1700 to 1992. Global Biogeochem. Cycles 13(4) p.997–1027.
- REBITZER, G., EKVALL, T., FRISCHKNECHT, R., HUNKELER, D., NORRIS, G., RYDBERG, T., SCHMIDT, W.P., SUH, S., WEIDEMA, B.P.et PENNINGTON, D.W. (2004). Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environment International 30(5) p.701-720.
- REY, F., BALLAIS, J.-L., MARRE, A.et ROVÉRA, G. (2004). Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. Comptes Rendus Geosciences 336(11) p.991-998.
- RICKLEFS, R.E.et MILLER, G.L. (2005). Climat, Topographie et diversité de la Nature. Ecologie. D.B. Université. Paris, France, De Boek & Larcier: p. 138-167.
- ROCHAT, D., MARGNI, M.et JOLLIET, O. (2006). Continent-specific Intake Fractions and Characterization Factors for Toxic Emissions: Does it make a Difference? . International Journal of LCA 11(1) p.55-63.
- SALA, O.E., CHAPIN, F.S., III, ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., IACUTE, POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M.et WALL, D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100&nbsp;. Science 287(5459) p.1770-1774.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H., SCHWERTMANN, U., FISCHER, W.R., RENGGER, M.et STREBEL, O. (1992). Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, Germany, Ferdinand Enke Verlag, 593 p.
- SCHJØNNING, P. (2004). The soil quality concept as a tool for exposing values in science and promoting sustainability considerations. International Congress of the European Society



- for Soil Conservation, Budapest, Hungary, Proceedings of the 4th International Congress of the ESSC.
- SCHJØNNING, P., ELMHOLT, S. et CHRISTENSEN, B.T. (2004). Soil Quality Management: Concept and Terms Managing soil quality: challenges in modern agriculture. P. Schjønnig, S. Elmholt et B.T. Christensen. Cambridge, MA, CABI Publisher: p. 1-15.
- SCHMIDT, J.H. (2008). Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. Journal of Cleaner Production 16(18) p.1929-1942.
- SEDLBAUER, K., BRAUNE, A., HUMBERT, S., MARGNI, M., SCHULLER, O. et FISCHER, M. (2007a). Spatial differentiation in LCA – Moving forward to more operational sustainability. Technikfolgenabschätzung. Theorie und Praxis 3(16) p.24-31.
- SEDLBAUER, V.K., BRAUNE, A., HUMBERT, S., MARGNI, M., SCHULLER, O. et FISCHER, M. (2007b). Spatial differentiation in LCA – Moving forward to more operational sustainability. Technikfolgenabschätzung. Theorie und Praxis 3(16) p.24-31.
- SEYBOLD, C.A., HERRICK, J.E. et BREJDA, J.J. (1999). Soil resilience : A fundamental component of soil quality. Soil Science 164(4) p.224-234.
- SEYBOLD, C.A., MAUSBACH, M.J., KARLEN, D.J. et ROGERS, H.H. (1998). Quantification of soil quality. Soil Processes and the Carbon Cycle. R. Lal, Kimble, J.M., Follett, R.F. and Stewart, B.A. Boca Raton, FL, CRC Press: p. 609.
- SIKORA, L.J. et ASTOTT, D.E. (1996). Soil Organic Carbon and Nitrogen. Methods for Assessing Soil Quality. J.W. Doran et A.J. Jones. Madison, WI, Soil Science Society of America, Special publication No. 49: p. 157-168.
- SOJKA, R.E. et UPCHURCH, D.R. (1999). Reservations Regarding the Soil Quality Concept. Soil Science Society of America Journal 63(5) p.1039-1054.
- SOMBROEK, W.G. et SIMS, D. (1995). Planning for sustainable use of land resources: towards a new approach. Land and Water Bulletin No.2. FAO. Rome, FAO: p. 68.
- STATISTIQUES CANADA (2008). Caractéristiques biophysiques des écozones terrestres Statistique Canada, [en ligne]. <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-002-x/2008002/t/5212696-fra.htm> (page consultée le 27 Mai 2010).

- STOKES, A., NORRIS, J.E., VAN BEEK, L.P.H., BOGAARD, T., CAMMERAAT, E., MICKOVSKI, S.B., JENNER, A., DI IORIO, A. et FOURCAUD, T. (2008). How Vegetation Reinforces Soil on Slopes. Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions. J.E. Norris, A. Stokes, S.B. Mickovskiet *al.* Dordrecht, The Netherlands, Springer: p. 65-118.
- STONE, R. et MYSLIK, J. (2007). Assessing the Potential for Ground Water Contamination on Your Farm. Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs. Ontario, Queen's Printer for Ontario. [en ligne]. Disponible: <http://www.omafr.gov.on.ca/english/engineer/facts/07-035.htm>
- TOFFOLETTO, L., BULLE, C., GODIN, J., REID, C. et DESCHÊNES, L. (2007). LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. Int J LCA 12(2) p.93 – 102.
- TOLBA, M.K., EL KHOLY, O.A., EL-HINNAWI, E., HOLDGATE, M.W. et MCMICHAEL, D.F. (1992). The World Environment 1972-1992: Two Decades of Challenges London, UK, Chapman & Hall 884 p.
- TÓTH, G., STOLBOVOY, V. et MONTANARELLA, L. (2007). Soil Quality and Sustainability Evaluation - An integrated approach to support soil-related policies of the European Union. EUR 22721 EN. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 40 p. [en ligne]. Disponible: <http://eusoiils.jrc.it/>
- TURNER, R.K., BROUWER, R., GEORGIOU, S. et BATEMAN, I.J. (2000). Ecosystem Functions and Services: an Integrated Framework and Case Study for Environmental Evaluation. CSERGE Working Paper GEC 2000-21 (2000). UK, European Commission, 36 p. [en ligne]. Disponible: [http://ec.europa.eu/regional\\_policy/sources/docgener/evaluation/evalsed/library/eval\\_env\\_framework\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/evaluation/evalsed/library/eval_env_framework_en.pdf)
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY et EARTH RESOURCES OBSERVATION AND SCIENCE (EROS) HYDRO1k Elevation Derivative Database. GTOPO30. U.S.G. Survey. Sioux, fallsp. [en ligne]. Disponible: [http://eros.usgs.gov/#/Find\\_Data/Products\\_and\\_Data\\_Available/gtopo30/hydro](http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30/hydro)
- UDO DE HAES, H., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E.G., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLÖPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER,

- E., MÜLLER-WENK, R., OLSEN, S.I., PENNINGTON, D., POTTING, J. et STEEN, B. (2002). Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. Pensacola, FL, USA, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 272 p.
- UDO DE HAES, H., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W. et MÜLLER-WENK, R. (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. Int J LCA 4(2) p.66-74.
- UDO DE HAES, H. et LINDEIJER, E. (2002). The Conceptual Structure of Life-Cycle Impact Assessment. Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. H. Udo de Haes, G. Finnveden, M. Goedkoop *et al.* Pensacola, FL, USA, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): p. 272.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, Ed. (1995). Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit: Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren, Heft 31. Baden-Württemberg, Germany, Arbeitskreis Bodenschutz beim Umweltministerium Baden-Württemberg.
- UNITED NATIONS (2008). World Population Prospects: The 2008 Revision Population Database, Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, p. [en ligne]. Disponible: <http://esa.un.org/unpp>
- VAN DER VOET, E. (2001). Land use in LCA. CML-SSP Working Paper. Leiden, The Netherlands, Centre of Environmental Science, Leiden University, p. [en ligne]. Disponible: <http://cml.leiden.edu/publications/publications-ie-00-04s.html>
- VAN EWIJK, H., SAFT, R.J. et LINDEIJER, E. (2000). Manuel IVAM LCA data, draft update. Amsterdam, the Netherlands, IVAM Environmental Research p. [en ligne]. Disponible:
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J. et MELILLO, J. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. Science 277(5325) p.494-499.
- VOGTLANDER, J.G., LINDEIJER, E., WITTE, J.-P.M. et HENDRIKS, C. (2004). Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA. Journal of Cleaner Production 12(1) p.47-57.
- VÖRÖSMARTY, C.J. et SAHAGIAN, D. (2000). Anthropogenic Disturbance of the Terrestrial Water Cycle. BioScience 50(9) p.753-765.

- VRSCAJ, B., POGGIO, L. et MARSAN, F.A. (2008). A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. Landscape and Urban Planning 88(2-4) p.81-94.
- WAGENDORP, T., GULINCK, H., COPPIN, P. et MUYS, B. (2006). Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. Energy 31(1) p.112-125.
- WEIDEMA, B.P. et LINDEIJER, E. (2001). Physical impacts of land use in product life cycle assessment. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Lyngby, Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, 52 p. [en ligne]. Disponible: <http://www.lca-net.com/files/gaps9.pdf>
- WESTHOFF, V. et VAN DER MAAREL, E. (1973). The Braun-Blanquet approach. Ordination and classification of communities. Handbook of Vegetation Science. R.H. Whittaker. The Hague, NL, Junk. Vol. 5 p. 617-726.
- WIKEN, E.B., RUBEC, C.A. et IRONSIDE, C. (1993). Canada terrestrial ecoregions. National Atlas of Canada. . E. Canada Centre for Mapping, Mines and Resources Canada, and State of the Environment Reporting. Ottawa, Ont. , Environment Canada, Map at 1:7.5 million scale. p. [en ligne]. Disponible:
- WIKEN, E.B.C. (1986). Terrestrial ecozones of Canada. Ecological Land Classification Series No. 19. Hull, Que., Environment Canada, 26 + map p. [en ligne]. Disponible:
- WISCHMEIER, W.H. et SMITH, D.D. (1978). Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. Washington, DC, USDA/Science and Education Administration, US. Govt. Printing Office, 58 p.
- ZHANG, Y., SINGH, S. et BAKSHI, B.R. (2010). Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. Environmental Science & Technology 44(7) p.2232-2242.

## ANNEXE 1 – Statut global des services écosystémiques

Service	Sub-category	Status	Notes
<b>Provisioning Services</b>			
Food	crops	↑	substantial production increase
	livestock	↑	substantial production increase
	capture fisheries	↓	declining production due to overharvest
	aquaculture	↑	substantial production increase
	wild foods	↓	declining production
Fiber	timber	+/-	forest loss in some regions, growth in others
	cotton, hemp, silk	+/-	declining production of some fibers, growth in others
	wood fuel	↓	declining production
Genetic resources		↓	lost through extinction and crop genetic resource loss
Biochemicals, natural medicines, pharmaceuticals		↓	lost through extinction, overharvest
Water	fresh water	↓	unsustainable use for drinking, industry, and irrigation; amount of hydro energy unchanged, but dams increase ability to use that energy
<b>Regulating Services</b>			
Air quality regulation		↓	decline in ability of atmosphere to cleanse itself
Climate regulation	global	↑	net source of carbon sequestration since mid-century
	regional and local	↓	preponderance of negative impacts
Water regulation		+/-	varies depending on ecosystem change and location
Erosion regulation		↓	increased soil degradation
Water purification and waste treatment		↓	declining water quality
Disease regulation		+/-	varies depending on ecosystem change
Pest regulation		↓	natural control degraded through pesticide use
Pollination		↓ <sup>2</sup>	apparent global decline in abundance of pollinators
Natural hazard regulation		↓	loss of natural buffers (wetlands, mangroves)
<b>Cultural Services</b>			
Spiritual and religious values		↓	rapid decline in sacred groves and species
Aesthetic values		↓	decline in quantity and quality of natural lands
Recreation and ecotourism		+/-	more areas accessible but many degraded

Figure A1. 1 : Statut global des services écosystémiques (tiré de (MEA, 2005))

## ANNEXE 2 – Description de la méthode du modèle LANCA

### 1) Capacité de recharge de l'eau souterraine

Cet indicateur mesure la capacité du sol à régénérer la ressource en eau souterraine en se basant sur le type de végétation présent, les conditions climatiques, les conditions topographiques et hydrologiques ainsi que la granulométrie et la texture du sol (Marks *et al.*, 1989). Le taux de recharge (mm/an) est calculé à l'aide de bilans hydriques qui combinent principalement le taux de précipitation, le taux d'évapotranspiration, la capacité au champ du sol et le coefficient de ruissellement. Ce dernier dépend de la pente du terrain et la distance entre la surface du sol et la nappe phréatique (Bastian et Schreiber, 1994; Pfleiderer, 1998). Un facteur de correction considérant l'effet de l'anthropisation d'une surface et du type de couvert végétal terrestre due à un usage donné permet de corriger le taux de recharge calculé précédemment.

### 2) Capacité de filtration chimique

L'indicateur de filtration chimique représente le premier indicateur pour évaluer la fonction de purification d'un sol. Cet indicateur mesure la capacité du sol à adsorber des substances diluées en retenant et immobilisant les cations libres ( $\text{cmol/kg}_{\text{sol}}$ ). La performance d'une telle capacité d'adsorption s'effectue en fonction de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol. Cette dernière dépend de la texture du sol, son contenu en matière organique, son contenu en argile et le pH (Bastian et Schreiber, 1994; Umweltministerium Baden-Württemberg, 1995). Par ailleurs, un facteur dépendant du couvert végétal et du niveau d'anthropisation du sol est utilisé afin de corriger la capacité de filtration chimique en fonction du type d'usage.

### 3) Capacité de filtration mécanique

L'indicateur relatif à la capacité de filtration mécanique correspond au deuxième indicateur pour évaluer la fonction de purification d'un sol. Il consiste à mesurer la capacité d'infiltration mécanique, soit la pénétration verticale de l'eau dans le profil du sol ou plus précisément la vitesse de passage de l'eau par unité de temps ( $\text{cm/jour}$ ) (Schachtschabel *et al.*, 1992). Ce flux représente la perméabilité du sol et se base sur sa texture et la distance de la surface jusqu'à la nappe d'eau souterraine. À l'opposé des textures très fines (par exemple argileuse), le sol possédant une texture plus grossière (par exemple sableuse) se caractérise par une plus grande perméabilité et par conséquent une meilleure performance de la filtration. Par ailleurs, plus la

distance entre la surface et la nappe augmente, plus la performance de la filtration est améliorée (Leser et Klink, 1988; Baitz, 2002). Puisque le couvert végétal protège le sol et favorise l'infiltration, un facteur de correction est multiplié à la mesure de la vitesse d'infiltration afin de considérer l'influence du type d'usage et de la couverture terrestre.

#### 4) Capacité de résistance à l'érosion

Cet indicateur mesure la capacité d'une surface de terre à résister à l'érosion hydrique et repose sur les caractéristiques physiques du sol et de sa vulnérabilité. En se basant sur l'équation universelle de perte en terres (Wischmeier et Smith, 1978), le calcul du taux de perte annuel moyen (ton/ha.an) s'effectue à l'aide de plusieurs paramètres, notamment la texture du sol, le contenu en matière organique, le contenu en gravier, la précipitation estivale<sup>7</sup> et la pente du terrain. Ce taux est ensuite corrigé à l'aide d'un facteur qui dépend de la nature du type d'usage et de la couverture terrestre (Bastian et Schreiber, 1994). Ceci permet de traduire l'influence de la présence de couvert végétal à réduire le risque d'érosion potentiel.

---

<sup>7</sup> Pour estimer le taux de perte en terres dans la méthode, le taux de précipitation estival moyen est considéré au lieu du taux annuel moyen puisque le *climat tempéré Européen* se caractérise par de plus fortes précipitation durant l'été Baitz (2002).

### ANNEXE 3 – Description of the multi-way MANOVA

The multi-way MANOVA was performed with Statistica (module: General linear Models - Huge balanced ANOVA), using the following experimental design and consisting of 243 tests:

- 10 input parameters<sup>8</sup>: organic matter content, skeleton content, cation exchange capacity (CEC), soil texture, depth to groundwater, annual precipitation rate, annual actual evapotranspiration rate, summer precipitation, slope and type of land use.
- 3 modalities for each input parameter (Tableau A3. 1): low, middle and high value.
- 4 output results: erosion resistance, mechanical filtration, chemical filtration and groundwater recharge.

Tableau A3. 1 : Modalities value for each input parameter

Input parameter	Low value	Middle value	High value
Humus Content (%)	<1	4-8	>30
Skeleton Content (%)	<10	31-75	>75
Precipitation (mm/yr)	200	1300	2900
Summer Precipitation (mm)	<400	400-500	>500
Soil Type	clayey soil	cilty soil	fine gravel soil
Sealing type (code)*	(1) urban	(4) green urban	(6) grassland
Evapotranspiration (mm/yr)	600	1400	2200
Slope (°)	0 - 0,5	7 - 11	>25
Depth to groundwater (m)	<0,8	1,5 - 10	>30
CEC (cmol <sub>c</sub> /kg <sub>soil</sub> )	4	14	30

\*sealing type refers to the degree of surface sealing for each land use type in the calculation tool (from natural/low sealing to high sealing)

<sup>8</sup> pH was not tested as it's not directly used in the calculation tool at the moment.



## ANNEXE 4 – Characterization factors results for Canada

The results of CFs developed for all three resolutions (ecozone spatial scale, ecoregion spatial scale and Canadian generic scale) are shown in Tableau A4. 1 to Tableau A4. 12. Results noted with N/A indicate no vegetative soil development on the corresponding ecozone or ecoregions.

Tableau A4. 1 : Characterization factors for the impact indicator erosion resistance using the Canadian generic resolution scheme

Characterization Factor : Erosion resistance capacity (ton/ha.year)							
Canada non spatial	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Canada generic	0,00	0,00	1,65	0,75	83,65	0,75	0,15

Tableau A4. 2: Characterization factors for the impact indicator chemical filtration using the Canadian generic resolution scheme

Characterization Factor :		Chemical filtration capacity (cmol <sub>c</sub> /kg <sub>soil</sub> )					
Canada non spatial	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Canada generic	0,00	1,00	1,00	1,00	18,97	3,99	0,00

Tableau A4. 3: Characterization factors for the impact indicator mechanical filtration using the Canadian generic resolution scheme

Characterization Factor :		Mechanical filtration capacity (cm/day)					
Canada non spatial	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Canada generic	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Tableau A4. 4: Characterization factors for the impact indicator groundwater recharge rate using the Canadian generic resolution scheme

Characterization Factor :	Groundwater recharge rate capacity (mm/year)						
Canada non spatial	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Canada generic	0,00	9,99	9,99	9,99	189,86	39,97	0,00

Tableau A4. 5: Characterization factors for the impact indicator erosion resistance using the Canadian ecozones resolution scheme

Characterization Factor :	Erosion resistance capacity (ton/ha.year)						
Canadian ecozone	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Arctic cordillera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Atlantic maritime	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Boreal cordillera	0,00	0,00	48,95	22,25	79,35	22,25	4,45
Boreal plains	0,00	0,00	2,75	1,25	83,55	1,25	0,25
Boreal shield	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Hudson plains	0,00	0,00	7,70	3,50	83,10	3,50	0,70
Mixedwoods plains	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Montane cordillera	0,00	0,00	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55
Northern arctic	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Pacific maritime	0,00	0,00	153,45	69,75	69,85	69,75	13,95
Prairies	0,00	0,00	3,85	1,75	83,45	1,75	0,35
Southern arctic	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Taiga cordillera	-3,30	-3,30	33,00	13,20	77,20	13,20	0,00
Taiga plains	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Taiga shield	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30

Tableau A4. 6: Characterization factors for the impact indicator chemical filtration using the Canadian ecozones resolution scheme

Characterization Factor :	Chemical filtration capacity (cmol <sub>c</sub> /kg <sub>soil</sub> )						
Canadian ecozone	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Arctic cordillera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Atlantic maritime	0,00	0,86	0,86	0,86	16,38	3,45	0,00
Boreal cordillera	0,00	0,56	0,56	0,56	10,58	2,23	0,00
Boreal plains	0,00	1,51	1,51	1,51	28,78	6,06	0,00
Boreal shield	0,00	0,97	0,97	0,97	18,40	3,87	0,00
Hudson plains	0,00	4,96	4,96	4,96	94,22	19,84	0,00
Mixedwoods plains	0,00	0,73	0,73	0,73	13,87	2,92	0,00
Montane cordillera	0,00	0,68	0,68	0,68	12,85	2,71	0,00
Northern arctic	0,00	0,45	0,45	0,45	8,64	1,82	0,00
Pacific maritime	0,00	0,68	0,68	0,68	13,01	2,74	0,00
Prairies	0,00	1,09	1,09	1,09	20,68	4,35	0,00
Southern arctic	0,00	0,48	0,48	0,48	9,17	1,93	0,00
Taiga cordillera	0,00	0,45	0,45	0,45	8,55	1,80	0,00
Taiga plains	0,00	2,85	2,85	2,85	54,10	11,39	0,00
Taiga shield	0,00	0,71	0,71	0,71	13,49	2,84	0,00

Tableau A4. 7: Characterization factors for the impact indicator mechanical filtration using the Canadian ecozones resolution scheme

Characterization Factor :		Mechanical filtration capacity (cm/day)					
Canadian ecozone	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Arctic cordillera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Atlantic maritime	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00

Boreal cordillera	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Boreal plains	0,00	0,28	0,28	0,28	5,23	1,10	0,00
Boreal shield	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Hudson plains	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Mixedwoods plains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Montane cordillera	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Northern arctic	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Pacific maritime	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Prairies	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Southern arctic	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Taiga cordillera	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Taiga plains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Taiga shield	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Tableau A4. 8: Characterization factors for the impact indicator groundwater recharge capacity using the Canadian ecozones resolution scheme

Characterization Factor :	Groundwater recharge rate capacity (mm/year)						
Canadian ecozone	Land use type						
	Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Arctic cordillera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Atlantic maritime	206,48	40,49	236,64	236,64	779,64	327,14	206,48
Boreal cordillera	0,00	5,53	5,53	5,53	105,13	22,13	0,00
Boreal plains	0,00	5,32	5,32	5,32	101,03	21,27	0,00
Boreal shield	235,83	29,18	253,22	253,22	566,28	305,40	235,83
Hudson plains	0,00	14,59	14,59	14,59	277,24	58,37	0,00
Mixedwoods plains	320,53	37,79	342,29	342,29	734,06	407,59	320,53
Montane cordillera	0,00	10,23	10,23	10,23	194,31	40,91	0,00
Northern arctic	0,00	4,44	4,44	4,44	84,42	17,77	0,00
Pacific maritime	0,00	39,45	39,45	39,45	749,62	157,82	0,00
Prairies	0,00	0,84	0,84	0,84	16,05	3,38	0,00
Southern arctic	0,00	4,41	4,41	4,41	83,83	17,65	0,00
Taiga cordillera	0,00	3,89	3,89	3,89	73,92	15,56	0,00

Taiga plains	0,00	5,04	5,04	5,04	95,77	20,16	0,00
Taiga shield	0,00	12,77	12,77	12,77	242,59	51,07	0,00

Tableau A4. 9: Characterization factors for the impact indicator erosion resistance capacity using the Canadian ecoregions resolution scheme

Characterization Factor :			Erosion resistance capacity (ton/ha.year)						
Canadian ecoregions			Land use type						
			Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Baffin Islands	Coastal lowlands		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Baffin Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Ellesmere and Island IceCap	Devon		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Torngat Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Annapolis-Lowlands	Minas		0,00	0,00	4,95	2,25	83,35	2,25	0,45
Appalachians			0,00	0,00	6,05	2,75	83,25	2,75	0,55
Atlantic Coast			0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Cape Breton Highlands			0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Chaleur Uplands			0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Fundy Coast			0,00	0,00	4,95	2,25	83,35	2,25	0,45
Iles-de-la-Madeleine			0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Maritime Lowlands			0,00	0,00	4,95	2,25	83,35	2,25	0,45
Northern New Brunswick Highlands			0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Nova Scotia Highlands			0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Prince Edward Island			0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Saint John River Valley			0,00	0,00	4,95	2,25	83,35	2,25	0,45
South-central Nova Scotia Uplands			0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Southern New Brunswick Uplands			0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Southwest Nova Scotia Uplands			0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Boreal Mountains and			-13,95	-13,95	139,50	55,80	55,90	55,80	0,00

## Plateaus

Hyland Highland	0,00	0,00	39,05	17,75	80,25	17,75	3,55
Klondike Plateau	0,00	0,00	45,65	20,75	79,65	20,75	4,15
Liard Basin	0,00	0,00	64,90	29,50	77,90	29,50	5,90
Northern Canadian Rocky Mountains	-5,90	-5,90	59,00	23,60	72,00	23,60	0,00
Pelly Mountains	-5,90	-5,90	59,00	23,60	72,00	23,60	0,00
Ruby Ranges	0,00	0,00	32,45	14,75	80,85	14,75	2,95
St.Elias Mountains	-13,95	-13,95	139,50	55,80	55,90	55,80	0,00
Yukon Plateau -Central	0,00	0,00	19,25	8,75	82,05	8,75	1,75
Yukon Plateau -North	0,00	0,00	19,25	8,75	82,05	8,75	1,75
Yukon Southern Lakes	0,00	0,00	19,25	8,75	82,05	8,75	1,75
Yukon-Stikine Highlands	-13,95	-13,95	139,50	55,80	55,90	55,80	0,00
Boreal Transition	-0,05	-0,05	6,60	83,40	83,40	0,30	0,00
Clear Hills Upland	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Interlake Plain	0,00	0,00	8,80	4,00	83,00	4,00	0,80
Mid-Boreal Lowland	-0,20	-0,20	2,00	0,80	83,40	0,80	0,00
Mid-Boreal Uplands	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Peace Lowland	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Slave River Lowland	0,00	0,00	0,55	0,25	83,75	0,25	0,05
Wabasca Lowland	0,00	0,00	3,85	1,75	83,45	1,75	0,35
Western Alberta Upland	0,00	0,00	3,85	1,75	83,45	1,75	0,35
Western Boreal	0,00	0,00	0,55	0,25	83,75	0,25	0,05
Abitibi Plains	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Algonquin-Lake Nipissing	0,000	0,000	9,900	4,500	82,900	4,500	0,900
Anticosti Island	0,000	0,000	4,950	2,250	83,350	2,250	0,450
Athabasca Plain	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Avalon Forest	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Big Trout Lake	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Central Laurentians	0,000	0,000	9,900	4,500	82,900	4,500	0,900
Central Newfoundland	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Churchill River Upland	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Hayes River Upland	0,000	0,000	4,950	2,250	83,350	2,250	0,450
Lac Seul Upland	0,000	0,000	9,900	4,500	82,900	4,500	0,900
Lac Temiscaminque Lowland	0,000	0,000	9,900	4,500	82,900	4,500	0,900
Lake Melville	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300

Lake Nipigon	0,000	0,000	9,900	4,500	82,900	4,500	0,900
Lake of the Woods	0,000	0,000	9,900	4,500	82,900	4,500	0,900
Long Range Mountains	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Maritime Barrens	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Mecatina Plateau	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Northeastern Newfoundland	0,000	0,000	4,950	2,250	83,350	2,250	0,450
Northern Peninsula	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Paradise River	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Rainy River	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Riviere Rupert Plateau	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
South Avalon-Burin Oceanic Barren	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Southern Laurentians	0,000	0,000	9,900	4,500	82,900	4,500	0,900
Southwestern Newfoundland	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Strait of Belle Isle	0,000	0,000	2,200	1,000	83,600	1,000	0,200
Thunder Bay-Quetico	0,000	0,000	3,300	1,500	83,500	1,500	0,300
Coastal Hudson Bay Lowland	0,00	0,00	7,70	3,50	83,10	3,50	0,70
Hudson Bay Lowland	0,00	0,00	7,70	3,50	83,10	3,50	0,70
James Bay Lowlands	0,00	0,00	7,70	3,50	83,10	3,50	0,70
Frontenac Axis	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Lake Erie Lowland	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Manitoulin-Lake Simcoe	0,00	0,00	0,55	0,25	83,75	0,25	0,05
St-Laurent Lowlands	-1,25	-1,25	12,50	5,00	81,30	5,00	0,00
Bulkley Ranges	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Central Canadian Rocky Mountains	0,00	0,00	25,85	11,75	81,45	11,75	2,35
Chilcotin Ranges	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Columbia Mountains and Highlands	0,00	0,00	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55
Eastern Continental Ranges	0,00	0,00	153,45	69,75	69,85	69,75	13,95
Fraser Basin	0,00	0,00	6,60	3,00	83,20	3,00	0,60
Fraser Plateau	0,00	0,00	13,75	6,25	82,55	6,25	1,25
Interior Transition Ranges	0,00	0,00	13,75	6,25	82,55	6,25	1,25
Northern Continental Divide	0,00	0,00	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55

Okanagan Highland	0,00	0,00	4,95	2,25	83,35	2,25	0,45
Okanagan Range	0,00	0,00	4,95	2,25	83,35	2,25	0,45
Omineca Mountains	0,00	0,00	90,75	41,25	75,55	41,25	8,25
Selkirk-Bitterroot Foothills	0,00	0,00	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55
Skeena Mountains	0,00	0,00	64,90	29,50	77,90	29,50	5,90
Southern Rocky Mountain Trench	0,00	0,00	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55
Thompson-Okanagan Plateau	0	0	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55
Western Continental Ranges	0	0	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55
Amundsen Gulf Lowlands	-0,80	-0,80	8,00	3,20	82,20	3,20	0,00
Baffin Island Uplands	-0,70	-0,70	7,00	2,80	82,40	2,80	0,00
Baffin Upland	-0,70	-0,70	7,00	2,80	82,40	2,80	0,00
Banks Island Coastal Plain	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Banks Island Lowland	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Boothia Peninsula Plateau	-0,70	-0,70	7,00	2,80	82,40	2,80	0,00
Borden Peninsula Plateau	-0,70	-0,70	7,00	2,80	82,40	2,80	0,00
Ellesmere Mountains	-5,45	-5,45	54,50	21,80	72,90	21,80	0,00
Eureka Hills	-9,85	-9,85	98,50	39,40	64,10	39,40	0,00
Foxe Basin Plain	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Gulf of Boothia Plateau	-0,15	-0,15	1,50	0,60	83,50	0,60	0,00
Hall Peninsula Upland	-0,70	-0,70	7,00	2,80	82,40	2,80	0,00
Lancaster Plateau	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Melville Peninsula Plateau	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Meta Incognita Peninsula	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Northern Ungava Peninsula	-0,45	-0,45	4,50	1,80	82,90	1,80	0,00
Pangnirtung Upland	-0,07	-0,70	7,00	2,80	82,4	2,8	0,00
Parry Islands Plateau	-0,15	-0,15	1,5	0,60	83,5	0,6	0,00
Prince of Wales Island Lowland	-0,15	-0,15	1,5	0,60	83,5	0,60	0,00
Shaler Mountains	0,45	0,45	5,4	2,70	83,8	2,70	0,00
Sverdrup Islands Lowland	-0,15	-0,15	1,5	0,60	83,5	0,60	0,00
Victoria Islands Lowland	-0,45	-0,45	4,5	1,80	82,9	1,80	0,00
Wager Bay Plateau	-0,1	-0,1	1	0,40	83,6	0,40	0,00
Cascade Ranges	-19,55	-19,55	195,50	78,20	44,70	78,20	0,00
Coastal Gap	0,00	0,00	153,45	69,75	69,85	69,75	13,95



Eastern Vancouver Island	0,00	0,00	119,90	54,50	72,90	54,50	10,90
Georgia-Puget Basin	0,00	0,00	64,90	29,50	77,90	29,50	5,90
Lower Mainland	0,00	0,00	36,30	16,50	80,50	16,50	3,30
Mass Ranges	0,00	0,00	153,45	69,75	69,85	69,75	13,95
Mount Logan	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Nass Basin	0,00	0,00	119,90	54,50	72,90	54,50	10,90
Northern Coastal Mountains	-13,95	-13,95	139,50	55,80	55,90	55,80	0,00
Pacific Ranges	0,00	0,00	119,90	54,50	72,90	54,50	10,90
Queen Charlotte Lowland	0,00	0,00	39,05	17,75	80,25	17,75	3,55
Queen Charlotte Ranges	0,00	0,00	119,90	54,50	72,90	54,50	10,90
Western Vancouver Island	0,00	0,00	72,05	32,75	77,25	32,75	6,55
Aspen Parkland	-0,35	-0,35	3,50	1,40	83,10	1,40	0,00
Cypress Upland	0,00	0,00	3,85	1,75	83,45	1,75	0,35
Fescue Grassland	0,00	0,00	3,85	1,75	83,45	1,75	0,35
Lake Manitoba Plain	0,00	0,00	4,95	2,25	83,35	2,25	0,45
Mixed Grassland	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Moist Mixed Grassland	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Anderson River Plain	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Back River Plain	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Bathurst Hills	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Belcher Islands	0,00	0,00	1,65	0,75	83,65	0,75	0,15
Bluenose Lake Plain	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Central Ungava Peninsula	-0,45	-0,45	4,50	1,80	82,90	1,80	0,00
Chantrey Inlet Lowland	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Coronation Hills	-1,20	-1,20	12,00	4,80	81,40	4,80	0,00
Dease Arm Plain	0,00	0,00	1,10	0,50	83,70	0,50	0,10
Dubwant Lake Plain/Upland	0,00	0,00	1,10	0,50	83,70	0,50	0,10
Garry Lake Lowland	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Maguse River Upland	0,00	0,00	1,10	0,50	83,70	0,50	0,10
Ottawa Islands	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Queen Maud Gulf Lowland	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Southampton Island Plain	-0,15	-0,15	1,50	0,60	83,50	0,60	0,00
Takijua Lake Upland	0,00	0,00	2,75	1,25	83,55	1,25	0,25
Tuktoyuktuk Coastal Plain	-0,2	-0,2	2,00	0,80	83,4	0,80	0,00

Yukon Coastal Plain	-0,2	-0,2	2,00	0,80	83,4	0,80	0,00
British-Richardson Mountains	-0,45	-0,45	4,50	1,80	82,90	1,80	0,00
Eagle plains	0,00	0,00	2,75	1,25	83,55	1,25	0,25
Mackenzie Mountains	-3,30	-3,30	33,00	13,20	77,20	13,20	0,00
North Ogilvie Mountains	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Old Crow Basin	0,00	0,00	6,60	3,00	83,20	3,00	0,60
Old Crow Flats	0,00	0,00	6,60	3,00	83,20	3,00	0,60
Selwynn Mountains	0,00	0,00	36,30	16,50	80,50	16,50	3,30
Colville Hills	-0,35	-0,35	3,50	1,40	83,10	1,40	0,00
Fort MacPherson Plain	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Franklin Mountains	0,00	0,00	8,80	4,00	83,00	4,00	0,80
Grandin Plains	-0,20	-0,20	2,00	0,80	83,40	0,80	0,00
Great Bear Lake Plain	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Great Slave Lake Plain	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Hay River Lowland	0,00	0,00	0,55	0,25	83,75	0,25	0,05
Horn Plateau	0,00	0,00	3,85	1,75	83,45	1,75	0,35
Keller Lake Plain	0,00	0,00	3,85	1,75	83,45	1,75	0,35
Mackenzie Delta	0,00	0,00	0,55	0,25	83,75	0,25	0,05
Mackenzie River Plain	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Muskwa Plateau	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Nahani Plateau	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Norman Range	0,00	0,00	1,10	0,50	83,70	0,50	0,10
Northern Alberta Uplands	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20
Peel River Plateau	0,00	0,00	1,10	0,50	83,70	0,50	0,10
Sibbeston Lake Plain	0,00	0,00	1,10	0,50	83,70	0,50	0,10
Coastal Barrens	-0,30	-0,30	3,00	1,20	83,20	1,20	0,00
Coppermine River Upland	0,00	0,00	1,10	0,50	83,70	0,50	0,10
Eagle Plateau	0,00	0,00	9,90	4,50	82,90	4,50	0,90
George Plateau	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Harp Lake	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Kazan River Upland	-0,15	-0,15	1,50	0,60	83,50	0,60	0,00
Kingarutuk-Fraser River	0,00	0,00	25,85	11,75	81,45	11,75	2,35
La Grande Hills	0,00	0,00	9,90	4,50	82,90	4,50	0,90
Mecatina River	0,00	0,00	9,90	4,50	82,90	4,50	0,90
New Quebec Central	0,00	0,00	9,90	4,50	82,90	4,50	0,90

Plateau							
Nipishish Lake	0,00	0,00	9,90	4,50	82,90	4,50	0,90
Selwyn Lake Upland	0,00	0,00	1,65	0,75	83,65	0,75	0,15
Smallwood Reservoir- Michikamau	0,00	0,00	3,30	1,50	83,50	1,50	0,30
Southern Ungava Peninsula	-0,90	-0,90	9,00	3,60	82,00	3,60	0,00
Tazin Lake Upland	0,00	0,00	1,65	0,75	83,65	0,75	0,15
Ungava Bay Basin	0,00	0,00	2,20	1,00	83,60	1,00	0,20

Tableau A4. 10: Characterization factors for the impact indicator chemical filtration capacity using the Canadian ecoregions resolution scheme

Characterization Factor :			Chemical filtration capacity (cmol <sub>e</sub> /kg <sub>soil</sub> )						
Canadian ecoregions			Land use type						
			Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Baffin Islands Coastal lowlands			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Baffin Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Ellesmere and Devon Island IceCap			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Torngat Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Annapolis- Minas Lowlands			0,00	0,64	0,64	0,64	12,10	2,55	0,00
Appalachians			0,00	0,96	0,96	0,96	18,16	3,82	0,00
Atlantic Coast			0,00	0,63	0,63	0,63	11,96	2,52	0,00
Cape Breton Highlands			0,00	1,04	1,04	1,04	19,82	4,17	0,00
Chaleur Uplands			0,00	1,00	1,00	1,00	18,91	3,98	0,00
Fundy Coast			0,00	0,86	0,86	0,86	16,38	3,45	0,00
Iles-de-la-Madeleine			0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00
Maritime Lowlands			0,00	0,71	0,71	0,71	13,50	2,84	0,00
Northern New Brunswick Highlands			0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00
Nova Scotia Highlands			0,00	0,96	0,96	0,96	18,30	3,85	0,00
Prince Edward Island			0,00	0,65	0,65	0,65	12,28	2,58	0,00
Saint John River Valley			0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00
South-central Nova Scotia			0,00	0,60	0,60	0,60	11,48	2,42	0,00

Uplands									
Southern New Brunswick Uplands	0,00	1,02	1,02	1,02	19,44	4,09	0,00		
Southwest Nova Scotia Uplands	0,00	0,50	0,50	0,50	9,50	2,00	0,00		
Boreal Mountains and Plateaus	0,00	0,55	0,55	0,55	10,52	2,22	0,00		
Hyland Highland	0,00	0,39	0,39	0,39	7,34	1,55	0,00		
Klondike Plateau	0,00	0,69	0,69	0,69	13,04	2,74	0,00		
Liard Basin	0,00	0,51	0,51	0,51	9,72	2,05	0,00		
Northern Canadian Rocky Mountains	0,00	0,60	0,60	0,60	11,49	2,42	0,00		
Pelly Mountains	0,00	0,54	0,54	0,54	10,22	2,15	0,00		
Ruby Ranges	0,00	0,75	0,75	0,75	14,23	2,99	0,00		
St.Elias Mountains	0,00	0,61	0,61	0,61	11,51	2,42	0,00		
Yukon Plateau -Central	0,00	0,53	0,53	0,53	10,09	2,12	0,00		
Yukon Plateau -North	0,00	0,49	0,49	0,49	9,32	1,96	0,00		
Yukon Southern Lakes	0,00	0,52	0,52	0,52	9,86	2,08	0,00		
Yukon-Stikine Highlands	0,00	0,60	0,60	0,60	11,48	2,42	0,00		
Boreal Transition	0,00	2,35	2,35	2,35	44,63	9,40	0,00		
Clear Hills Upland	0,00	3,84	3,84	3,84	72,95	15,36	0,00		
Interlake Plain	0,00	0,65	0,65	0,65	12,43	2,62	0,00		
Mid-Boreal Lowland	0,00	5,66	5,66	5,66	107,45	22,62	0,00		
Mid-Boreal Uplands	0,00	3,48	3,48	3,48	66,06	13,91	0,00		
Peace Lowland	0,00	3,95	3,95	3,95	74,97	15,78	0,00		
Slave River Lowland	0,00	2,22	2,22	2,22	42,17	8,88	0,00		
Wabasca Lowland	0,00	3,75	3,75	3,75	71,27	15,00	0,00		
Western Alberta Upland	0,00	6,05	6,05	6,05	114,93	24,20	0,00		
Western Boreal	0,00	1,30	1,30	1,30	24,66	5,19	0,00		
Abitibi Plains	0,00	1,05	1,05	1,05	20,04	4,22	0,00		
Algonquin-Lake Nipissing	0,00	0,54	0,54	0,54	10,31	2,17	0,00		
Anticosti Island	0,00	0,60	0,60	0,60	11,40	2,40	0,00		
Athabasca Plain	0,00	0,50	0,50	0,50	9,50	2,00	0,00		
Avalon Forest	0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00		
Big Trout Lake	0,00	0,90	0,90	0,90	17,14	3,61	0,00		
Central Laurentians	0,00	0,51	0,51	0,51	9,63	2,03	0,00		
Central Newfoundland	0,00	0,82	0,82	0,82	15,62	3,29	0,00		

Churchill River Upland	0,00	1,20	1,20	1,20	22,79	4,80	0,00
Hayes River Upland	0,00	2,43	2,43	2,43	46,22	9,73	0,00
Lac Seul Upland	0,00	1,55	1,55	1,55	29,36	6,18	0,00
Lac Temiscamisque Lowland	0,00	0,51	0,51	0,51	9,77	2,06	0,00
Lake Melville	0,00	0,54	0,54	0,54	10,29	2,17	0,00
Lake Nipigon	0,00	0,51	0,51	0,51	9,70	2,04	0,00
Lake of the Woods	0,00	1,79	1,79	1,79	33,95	7,15	0,00
Long Range Mountains	0,00	1,05	1,05	1,05	19,88	4,19	0,00
Maritime Barrens	0,00	1,05	1,05	1,05	19,88	4,18	0,00
Mecatina Plateau	0,00	0,53	0,53	0,53	10,11	2,13	0,00
Northeastern Newfoundland	0,00	0,83	0,83	0,83	15,76	3,32	0,00
Northern Peninsula	0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00
Paradise River	0,00	0,67	0,67	0,67	12,82	2,70	0,00
Rainy River	0,00	1,27	1,27	1,27	24,20	5,09	0,00
Riviere Rupert Plateau	0,00	0,81	0,81	0,81	15,44	3,25	0,00
South Avalon-Burin Oceanic Barren	0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00
Southern Laurentians	0,00	0,52	0,52	0,52	9,89	2,08	0,00
Southwestern Newfoundland	0,00	0,98	0,98	0,98	18,68	3,93	0,00
Strait of Belle Isle	0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00
Thunder Bay-Quetico	0,00	0,54	0,54	0,54	10,26	2,16	0,00
Coastal Hudson Bay Lowland	0,00	4,15	4,15	4,15	78,76	16,58	0,00
Hudson Bay Lowland	0,00	5,47	5,47	5,47	103,99	21,89	0,00
James Bay Lowlands	0,00	4,86	4,86	4,86	92,43	19,46	0,00
Frontenac Axis	0,00	0,85	0,85	0,85	16,14	3,40	0,00
Lake Erie Lowland	0,00	0,80	0,80	0,80	15,29	3,22	0,00
Manitoulin-Lake Simcoe	0,00	0,59	0,59	0,59	11,15	2,35	0,00
St-Laurent Lowlands	0,00	0,84	0,84	0,84	15,90	3,35	0,00
Bulkley Ranges	0,00	0,60	0,60	0,60	11,40	2,40	0,00
Central Canadian Rocky Mountains	0,00	0,63	0,63	0,63	11,97	2,52	0,00
Chilcotin Ranges	0,00	0,60	0,60	0,60	11,32	2,38	0,00
Columbia Mountains and Highlands	0,00	0,58	0,58	0,58	11,00	2,32	0,00
Eastern Continental Ranges	0,00	0,61	0,61	0,61	11,62	2,45	0,00
Fraser Basin	0,00	0,78	0,78	0,78	14,87	3,13	0,00

Fraser Plateau	0,00	0,72	0,72	0,72	13,69	2,88	0,00
Interior Transition Ranges	0,00	0,74	0,74	0,74	14,03	2,95	0,00
Northern Continental Divide	0,00	0,75	0,75	0,75	14,17	2,98	0,00
Okanagan Highland	0,00	1,06	1,06	1,06	20,14	4,24	0,00
Okanagan Range	0,00	1,11	1,11	1,11	21,14	4,45	0,00
Omineca Mountains	0,00	0,64	0,64	0,64	12,21	2,57	0,00
Selkirk-Bitterroot Foothills	0,00	0,66	0,66	0,66	12,51	2,63	0,00
Skeena Mountains	0,00	0,60	0,60	0,60	11,39	2,40	0,00
Southern Rocky Mountain Trench	0,00	0,66	0,66	0,66	12,45	2,62	0,00
Thompson-Okanagan Plateau	0,00	0,82	0,82	0,82	15,51	3,26	0,00
Western Continental Ranges	0,00	0,60	0,60	0,60	11,35	2,39	0,00
Amundsen Gulf Lowlands	0,00	0,50	0,50	0,50	9,54	2,01	0,00
Baffin Island Uplands	0,00	0,26	0,26	0,26	4,90	1,03	0,00
Baffin Upland	0,00	0,25	0,25	0,25	4,75	1,00	0,00
Banks Island Coastal Plain	0,00	0,26	0,26	0,26	5,01	1,05	0,00
Banks Island Lowland	0,00	0,37	0,37	0,37	7,08	1,49	0,00
Boothia Peninsula Plateau	0,00	0,27	0,27	0,27	5,15	1,08	0,00
Borden Peninsula Plateau	0,00	0,39	0,39	0,39	7,35	1,55	0,00
Ellesmere Mountains	0,00	0,55	0,55	0,55	10,45	2,20	0,00
Eureka Hills	0,00	0,55	0,55	0,55	10,45	2,20	0,00
Foxe Basin Plain	0,00	0,25	0,25	0,25	4,75	1,00	0,00
Gulf of Boothia Plateau	0,00	0,54	0,54	0,54	10,22	2,15	0,00
Hall Peninsula Upland	0,00	0,25	0,25	0,25	4,75	1,00	0,00
Lancaster Plateau	0,00	0,77	0,77	0,77	14,72	3,10	0,00
Melville Peninsula Plateau	0,00	0,32	0,32	0,32	6,00	1,26	0,00
Meta Incognita Peninsula	0,00	0,26	0,26	0,26	4,86	1,02	0,00
Northern Ungava Peninsula	0,00	0,75	0,75	0,75	14,25	3,00	0,00
Pangnirtung Upland	0,00	0,25	0,25	0,25	4,75	1,00	0,00
Parry Islands Plateau	0,00	0,74	0,74	0,74	14,12	2,97	0,00
Prince of Wales Island Lowland	0,00	0,52	0,52	0,52	9,96	2,10	0,00
Shaler Mountains	0,00	0,54	0,54	0,54	10,18	2,14	0,00
Sverdrup Islands Lowland	0,00	0,57	0,57	0,57	10,92	2,30	0,00
Victoria Islands Lowland	0,00	0,51	0,51	0,51	9,64	2,03	0,00
Wager Bay Plateau	0,00	0,25	0,25	0,25	4,82	1,02	0,00

Cascade Ranges	0,00	0,83	0,83	0,83	15,78	3,32	0,00
Coastal Gap	0,00	0,75	0,75	0,75	14,34	3,02	0,00
Eastern Vancouver Island	0,00	0,57	0,57	0,57	10,92	2,30	0,00
Georgia-Puget Basin	0,00	0,54	0,54	0,54	10,22	2,15	0,00
Lower Mainland	0,00	0,79	0,79	0,79	15,05	3,17	0,00
Mass Ranges	0,00	0,69	0,69	0,69	13,09	2,76	0,00
Mount Logan	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Nass Basin	0,00	0,70	0,70	0,70	13,37	2,81	0,00
Northern Coastal Mountains	0,00	0,57	0,57	0,57	10,89	2,29	0,00
Pacific Ranges	0,00	0,58	0,58	0,58	11,08	2,33	0,00
Queen Charlotte Lowland	0,00	1,05	1,05	1,05	19,95	4,20	0,00
Queen Charlotte Ranges	0,00	0,70	0,70	0,70	13,28	2,80	0,00
Western Vancouver Island	0,00	0,87	0,87	0,87	16,60	3,49	0,00
Aspen Parkland	0,00	1,04	1,04	1,04	19,79	4,17	0,00
Cypress Upland	0,00	1,11	1,11	1,11	21,00	4,42	0,00
Fescue Grassland	0,00	1,09	1,09	1,09	20,62	4,34	0,00
Lake Manitoba Plain	0,00	1,18	1,18	1,18	22,41	4,72	0,00
Mixed Grassland	0,00	1,08	1,08	1,08	20,51	4,32	0,00
Moist Mixed Grassland	0,00	1,16	1,16	1,16	21,97	4,62	0,00
Anderson River Plain	0,00	1,16	1,16	1,16	21,98	4,63	0,00
Back River Plain	0,00	0,25	0,25	0,25	4,75	1,00	0,00
Bathurst Hills	0,00	0,37	0,37	0,37	6,94	1,46	0,00
Belcher Islands	0,00	0,75	0,75	0,75	14,25	3,00	0,00
Bluenose Lake Plain	0,00	0,55	0,55	0,55	10,45	2,20	0,00
Central Ungava Peninsula	0,00	0,75	0,75	0,75	14,25	3,00	0,00
Chantrey Inlet Lowland	0,00	0,38	0,38	0,38	7,26	1,53	0,00
Coronation Hills	0,00	0,53	0,53	0,53	10,02	2,11	0,00
Dease Arm Plain	0,00	0,75	0,75	0,75	14,34	3,02	0,00
Dubwant Lake Plain/Upland	0,00	0,25	0,25	0,25	4,77	1,01	0,00
Garry Lake Lowland	0,00	0,25	0,25	0,25	4,75	1,00	0,00
Maguse River Upland	0,00	0,26	0,26	0,26	5,02	1,06	0,00
Ottawa Islands	0,00	0,70	0,70	0,70	13,30	2,80	0,00
Queen Maud Gulf Lowland	0,00	0,27	0,27	0,27	5,20	1,09	0,00
Southampton Island Plain	0,00	0,53	0,53	0,53	9,99	2,10	0,00
Takijua Lake Upland	0,00	0,25	0,25	0,25	4,75	1,00	0,00
Tuktoyuktuk Coastal Plain	0,00	1,43	1,43	1,43	27,25	5,74	0,00

Yukon Coastal Plain	0,00	1,24	1,24	1,24	23,56	4,96	0,00
British-Richardson Mountains	0,00	0,64	0,64	0,64	12,18	2,56	0,00
Eagle plains	0,00	0,36	0,36	0,36	6,78	1,43	0,00
Mackenzie Mountains	0,00	0,35	0,35	0,35	6,63	1,40	0,00
North Ogilvie Mountains	0,00	0,38	0,38	0,38	7,24	1,52	0,00
Old Crow Basin	0,00	0,94	0,94	0,94	17,79	3,75	0,00
Old Crow Flats	0,00	1,38	1,38	1,38	26,21	5,52	0,00
Selwynn Mountains	0,00	0,35	0,35	0,35	6,65	1,40	0,00
Colville Hills	0,00	2,35	2,35	2,35	44,63	9,40	0,00
Fort MacPherson Plain	0,00	3,84	3,84	3,84	72,95	15,36	0,00
Franklin Mountains	0,00	0,65	0,65	0,65	12,43	2,62	0,00
Grandin Plains	0,00	5,66	5,66	5,66	107,45	22,62	0,00
Great Bear Lake Plain	0,00	3,48	3,48	3,48	66,06	13,91	0,00
Great Slave Lake Plain	0,00	3,95	3,95	3,95	74,97	15,78	0,00
Hay River Lowland	0,00	2,22	2,22	2,22	42,17	8,88	0,00
Horn Plateau	0,00	3,75	3,75	3,75	71,27	15,00	0,00
Keller Lake Plain	0,00	6,05	6,05	6,05	114,93	24,20	0,00
Mackenzie Delta	0,00	1,30	1,30	1,30	24,66	5,19	0,00
Mackenzie River Plain	0,00	1,18	1,18	1,18	22,37	4,71	0,00
Muskwa Plateau	0,00	0,86	0,86	0,86	16,26	3,42	0,00
Nahani Plateau	0,00	0,35	0,35	0,35	6,65	1,40	0,00
Norman Range	0,00	3,85	3,85	3,85	73,12	15,39	0,00
Northern Alberta Uplands	0,00	3,92	3,92	3,92	74,39	15,66	0,00
Peel River Plateau	0,00	0,54	0,54	0,54	10,19	2,14	0,00
Sibbeston Lake Plain	0,00	1,37	1,37	1,37	25,94	5,46	0,00
Coastal Barrens	0,00	0,60	0,60	0,60	11,31	2,38	0,00
Coppermine River Upland	0,00	0,39	0,39	0,39	7,36	1,55	0,00
Eagle Plateau	0,00	1,45	1,45	1,45	27,46	5,78	0,00
George Plateau	0,00	0,63	0,63	0,63	11,90	2,50	0,00
Harp Lake	0,00	0,58	0,58	0,58	10,96	2,31	0,00
Kazan River Upland	0,00	0,31	0,31	0,31	5,97	1,26	0,00
Kingarutuk-Fraser River	0,00	0,64	0,64	0,64	12,14	2,56	0,00
La Grande Hills	0,00	1,14	1,14	1,14	21,65	4,56	0,00
Mecatina River	0,00	0,59	0,59	0,59	11,21	2,36	0,00
New Quebec Central Plateau	0,00	0,86	0,86	0,86	16,31	3,43	0,00



Nipishish Lake		0,00	0,52	0,52	0,52	9,80	2,06	0,00
Selwyn Lake Upland		0,00	0,57	0,57	0,57	10,83	2,28	0,00
Smallwood Reservoir- Michikamau		0,00	0,73	0,73	0,73	13,85	2,92	0,00
Southern Ungava Peninsula		0,00	0,74	0,74	0,74	13,99	2,95	0,00
Tazin Lake Upland		0,00	0,65	0,65	0,65	12,37	2,60	0,00
Ungava Bay Basin		0,00	1,77	1,77	1,77	33,62	7,08	0,00

Tableau A4. 11: Characterization factors for the impact indicator mechanical filtration capacity using the Canadian ecoregions resolution scheme

Characterization Factor :			Mechanical filtration capacity (cm/day)						
Canadian ecoregions			Land use type						
			Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Baffin Islands	Coastal lowlands		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Baffin Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Ellesmere and Devon Island	IceCap		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Torngat Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Annapolis-Lowlands	Minas		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Appalachians			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Atlantic Coast			0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Cape Breton Highlands			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Chaleur Uplands			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Fundy Coast			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Iles-de-la-Madeleine			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Maritime Lowlands			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Northern New Brunswick Highlands			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Nova Scotia Highlands			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Prince Edward Island			0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Saint John River Valley			0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
South-central Nova Scotia			0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Uplands							
Southern New Brunswick Uplands	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Southwest Nova Scotia Uplands	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Boreal Mountains and Plateaus	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Hyland Highland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Klondike Plateau	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Liard Basin	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Northern Canadian Rocky Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Pelly Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Ruby Ranges	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
St.Elias Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Yukon Plateau -Central	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Yukon Plateau -North	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Yukon Southern Lakes	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Yukon-Stikine Highlands	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Boreal Transition	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Clear Hills Upland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Interlake Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Mid-Boreal Lowland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Mid-Boreal Uplands	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Peace Lowland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Slave River Lowland	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Wabasca Lowland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Western Alberta Upland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Western Boreal	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Abitibi Plains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Algonquin-Lake Nipissing	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Anticosti Island	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Athabasca Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Avalon Forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Big Trout Lake	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Central Laurentians	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Central Newfoundland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00

Churchill River Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Hayes River Upland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Lac Seul Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Lac Temiscaminque Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Lake Melville	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Lake Nipigon	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Lake of the Woods	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Long Range Mountains	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Maritime Barrens	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Mecatina Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Northeastern Newfoundland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Northern Peninsula	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Paradise River	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Rainy River	0,00	0,28	0,28	0,28	5,23	1,10	0,00
Riviere Rupert Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
South Avalon-Burin Oceanic Barren	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Southern Laurentians	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Southwestern Newfoundland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Strait of Belle Isle	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Thunder Bay-Quetico	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Coastal Hudson Bay Lowland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Hudson Bay Lowland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
James Bay Lowlands	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Frontenac Axis	0,00	0,28	0,28	0,28	5,23	1,10	0,00
Lake Erie Lowland	0,00	17,50	17,50	17,50	332,50	70,00	0,00
Manitoulin-Lake Simcoe	0,00	17,50	17,50	17,50	332,50	70,00	0,00
St-Laurent Lowlands	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Bulkley Ranges	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Central Canadian Rocky Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Chilcotin Ranges	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Columbia Mountains and Highlands	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Eastern Continental Ranges	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Fraser Basin	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Fraser Plateau	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Interior Transition Ranges	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Northern Continental Divide	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Okanagan Highland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Okanagan Range	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Omineca Mountains	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Selkirk-Bitterroot Foothills	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Skeena Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Southern Rocky Mountain Trench	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Thompson-Okanagan Plateau	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Western Continental Ranges	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Amundsen Gulf Lowlands	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Baffin Island Uplands	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Baffin Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Banks Island Coastal Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Banks Island Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Boothia Peninsula Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Borden Peninsula Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Ellesmere Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Eureka Hills	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Foxe Basin Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Gulf of Boothia Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Hall Peninsula Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Lancaster Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Melville Peninsula Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Meta Incognita Peninsula	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Northern Ungava Peninsula	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Pangnirtung Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Parry Islands Plateau	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Prince of Wales Island Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Shaler Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Sverdrup Islands Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Victoria Islands Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Wager Bay Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Cascade Ranges	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Coastal Gap	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Eastern Vancouver Island	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Georgia-Puget Basin	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Lower Mainland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Mass Ranges	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Mount Logan	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Nass Basin	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Northern Coastal Mountains	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Pacific Ranges	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Queen Charlotte Lowland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Queen Charlotte Ranges	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Western Vancouver Island	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Aspen Parkland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Cypress Upland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Fescue Grassland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Lake Manitoba Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Mixed Grassland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Moist Mixed Grassland	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Anderson River Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Back River Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Bathurst Hills	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Belcher Islands	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Bluenose Lake Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Central Ungava Peninsula	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Chantrey Inlet Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Coronation Hills	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Dease Arm Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Dubwant Lake Plain/Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Garry Lake Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Maguse River Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Ottawa Islands	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Queen Maud Gulf Lowland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Southampton Island Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Takijua Lake Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Tuktoyuktuk Coastal Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Yukon Coastal Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
British-Richardson Mountains	0,00	2,75	2,75	0,00	52,25	0,00	0,00
Eagle plains	0,00	2,75	2,75	0,00	52,25	0,00	0,00
Mackenzie Mountains	0,00	2,75	2,75	0,00	52,25	0,00	0,00
North Ogilvie Mountains	0,00	2,75	2,75	0,00	52,25	0,00	0,00
Old Crow Basin	0,00	1,25	1,25	0,00	23,75	0,00	0,00
Old Crow Flats	0,00	1,25	1,25	0,00	23,75	0,00	0,00
Selwynn Mountains	0,00	2,75	2,75	0,00	52,25	0,00	0,00
Colville Hills	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Fort MacPherson Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Franklin Mountains	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Grandin Plains	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Great Bear Lake Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Great Slave Lake Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Hay River Lowland	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Horn Plateau	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Keller Lake Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Mackenzie Delta	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Mackenzie River Plain	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Muskwa Plateau	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Nahani Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Norman Range	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Northern Alberta Uplands	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Peel River Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Sibbeston Lake Plain	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Coastal Barrens	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Coppermine River Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Eagle Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
George Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Harp Lake	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Kazan River Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Kingarutuk-Fraser River	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
La Grande Hills	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Mecatina River	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
New Quebec Central Plateau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Nipishish Lake	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Selwyn Lake Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Smallwood Reservoir-Michikamau	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Southern Ungava Peninsula	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Tazin Lake Upland	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Ungava Bay Basin	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00

Tableau A4. 12: Characterization factors for the impact indicator groundwater recharge rate capacity using the Canadian ecoregions resolution scheme

Characterization Factor :			Groundwater recharge rate capacity (mm/year)						
Canadian ecoregions			Land use type						
			Grassland	Forest	Permanent crops	Pastures	Urban	Urban (green area)	Shrubland
Baffin Islands	Coastal lowlands		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Baffin Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Ellesmere and Island	Devon IceCap		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Torngat Mountains			N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Annapolis-Lowlands	Minas		0,00	32,31	32,31	32,31	613,88	129,24	0,00
Appalachians			161,00	31,62	184,57	184,57	608,84	255,28	161,00
Atlantic Coast			266,50	43,14	296,32	296,32	832,97	385,76	266,50
Cape Breton Highlands			0,00	29,20	29,20	29,20	554,81	116,80	0,00
Chaleur Uplands			220,30	40,83	250,11	250,11	786,74	339,55	220,30
Fundy Coast			220,38	40,84	250,20	250,20	787,01	339,67	220,38
Iles-de-la-Madeleine			0,00	32,35	32,35	32,35	614,57	129,38	0,00

Maritime Lowlands	0,00	32,34	32,34	32,34	614,48	129,37	0,00
Northern New Brunswick Highlands	0,00	29,20	29,20	29,20	554,77	116,79	0,00
Nova Scotia Highlands	220,34	40,84	250,16	250,16	786,92	339,62	220,34
Prince Edward Island	0,00	32,35	32,35	32,35	614,57	129,38	0,00
Saint John River Valley	0,00	- 179,65	29,81	29,81	566,47	119,26	0,00
South-central Nova Scotia Uplands	266,31	43,15	296,14	296,14	833,08	385,63	266,31
Southern New Brunswick Uplands	220,36	40,84	250,19	250,19	787,02	339,66	220,36
Southwest Nova Scotia Uplands	266,45	43,14	296,27	296,27	833,00	385,73	266,45
Boreal Mountains and Plateaus	0,00	6,50	6,50	6,50	123,47	25,99	0,00
Hyland Highland	0,00	7,63	7,63	7,63	145,06	30,54	0,00
Klondike Plateau	0,00	1,51	1,51	1,51	28,65	6,03	0,00
Liard Basin	0,00	7,64	7,64	7,64	145,20	30,57	0,00
Northern Canadian Rocky Mountains	0,00	7,64	7,64	7,64	145,22	30,57	0,00
Pelly Mountains	0,00	7,63	7,63	7,63	145,04	30,53	0,00
Ruby Ranges	0,00	1,51	1,51	1,51	28,72	6,05	0,00
St.Elias Mountains	0,00	9,98	9,98	9,98	189,54	39,90	0,00
Yukon Plateau -Central	0,00	2,72	2,72	2,72	51,74	10,89	0,00
Yukon Plateau -North	0,00	1,51	1,51	1,51	28,73	6,05	0,00
Yukon Southern Lakes	0,00	2,73	2,73	2,73	51,90	10,93	0,00
Yukon-Stikine Highlands	0,00	6,50	6,50	6,50	123,51	26,00	0,00
Boreal Transition	0,00	3,94	3,94	3,94	74,90	15,77	0,00
Clear Hills Upland	0,00	3,94	3,94	3,94	74,88	15,76	0,00
Interlake Plain	0,00	3,94	3,94	3,94	74,88	15,76	0,00
Mid-Boreal Lowland	0,00	7,71	7,71	7,71	146,47	30,84	0,00
Mid-Boreal Uplands	0,00	8,42	8,42	8,42	159,99	33,68	0,00
Peace Lowland	0,00	3,96	3,96	3,96	75,18	15,83	0,00
Slave River Lowland	0,00	4,63	4,63	4,63	87,91	18,51	0,00
Wabasca Lowland	0,00	4,30	4,30	4,30	81,65	17,19	0,00
Western Alberta Upland	0,00	3,94	3,94	3,94	74,89	15,77	0,00
Western Boreal	0,00	3,94	3,94	3,94	74,80	15,75	0,00
Abitibi Plains	238,21	28,67	254,98	254,98	556,73	305,27	238,21



Algonquin-Lake Nipissing	203,20	26,87	219,91	219,91	520,62	270,03	203,20
Anticosti Island	0,00	29,19	29,19	29,19	554,69	116,78	0,00
Athabasca Plain	0,00	7,74	7,74	7,74	147,06	30,96	0,00
Avalon Forest	0,00	29,19	29,19	29,19	554,69	116,78	0,00
Big Trout Lake	238,28	28,67	255,03	255,03	556,64	305,30	238,28
Central Laurentians	0,00	29,18	29,18	29,18	554,47	116,73	0,00
Central Newfoundland	0,00	29,21	29,21	29,21	555,08	116,86	0,00
Churchill River Upland	0,00	8,18	8,18	8,18	155,37	32,71	0,00
Hayes River Upland	0,00	7,79	7,79	7,79	148,01	31,16	0,00
Lac Seul Upland	0,00	7,74	7,74	7,74	147,01	30,95	0,00
Lac Temiscaminque Lowland	255,04	33,63	275,92	275,92	651,63	338,54	255,04
Lake Melville	0,00	29,12	29,12	29,12	553,23	116,47	0,00
Lake Nipigon	238,09	28,67	254,86	254,86	556,68	305,16	238,09
Lake of the Woods	278,45	23,05	250,56	250,56	451,81	314,95	278,45
Long Range Mountains	0,00	46,97	46,97	46,97	892,50	187,89	0,00
Maritime Barrens	0,00	29,22	29,22	29,22	555,11	116,86	0,00
Mecatina Plateau	0,00	29,18	29,18	29,18	554,41	116,72	0,00
Northeastern Newfoundland	0,00	29,19	29,19	29,19	554,69	116,78	0,00
Northern Peninsula	0,00	29,28	29,28	29,28	556,27	117,11	0,00
Paradise River	0,00	29,17	29,17	29,17	554,28	116,69	0,00
Rainy River	278,50	23,05	250,50	250,50	451,95	315,02	278,50
Riviere Rupert Plateau	238,24	28,68	255,01	255,01	556,82	305,31	238,24
South Avalon-Burin Oceanic Barren	0,00	45,83	45,83	45,83	870,78	183,32	0,00
Southern Laurentians	204,20	26,92	220,91	220,91	521,60	271,02	204,20
Southwestern Newfoundland	0,00	29,26	29,26	29,26	556,00	117,05	0,00
Strait of Belle Isle	0,00	29,19	29,19	29,19	554,69	116,78	0,00
Thunder Bay-Quetico	278,26	23,08	250,84	250,84	452,39	314,92	278,26
Coastal Hudson Bay Lowland	0,00	14,59	14,59	14,59	277,16	58,35	0,00
Hudson Bay Lowland	0,00	14,59	14,59	14,59	277,19	58,36	0,00
James Bay Lowlands	0,00	14,60	14,60	14,60	277,32	58,38	0,00
Frontenac Axis	316,21	39,03	339,42	339,42	757,29	409,07	316,21
Lake Erie Lowland	0,00	16,28	16,28	16,28	309,25	65,11	0,00

Manitoulin-Lake Simcoe	0,00	23,24	23,24	23,24	441,55	92,96	0,00
St-Laurent Lowlands	0,00	- 188,20	19,34	19,34	367,39	77,35	0,00
Bulkley Ranges	0,00	17,38	17,38	17,38	330,26	69,53	0,00
Central Canadian Rocky Mountains	0,00	11,54	11,54	11,54	219,26	46,16	0,00
Chilcotin Ranges	0,00	22,05	22,05	22,05	418,97	88,20	0,00
Columbia Mountains and Highlands	0,00	15,07	15,07	15,07	286,39	60,29	0,00
Eastern Continental Ranges	0,00	12,92	12,92	12,92	245,56	51,70	0,00
Fraser Basin	0,00	12,02	12,02	12,02	228,34	48,07	0,00
Fraser Plateau	0,00	12,02	12,02	12,02	228,42	48,09	0,00
Interior Transition Ranges	0,00	22,92	22,92	22,92	435,57	91,70	0,00
Northern Continental Divide	0,00	13,34	13,34	13,34	253,44	53,36	0,00
Okanagan Highland	0,00	11,28	11,28	11,28	214,29	45,11	0,00
Okanagan Range	0,00	29,67	29,67	29,67	563,76	118,69	0,00
Omineca Mountains	0,00	10,19	10,19	10,19	193,52	40,74	0,00
Selkirk-Bitterroot Foothills	0,00	13,36	13,36	13,36	253,90	53,45	0,00
Skeena Mountains	0,00	12,12	12,12	12,12	230,37	48,50	0,00
Southern Rocky Mountain Trench	0,00	13,36	13,36	13,36	253,77	53,42	0,00
Thompson-Okanagan Plateau	0,00	6,82	6,82	6,82	129,60	27,28	0,00
Western Continental Ranges	0,00	13,37	13,37	13,37	253,99	53,47	0,00
Amundsen Gulf Lowlands	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00
Baffin Island Uplands	0,00	3,91	3,91	3,91	74,21	15,62	0,00
Baffin Upland	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00
Banks Island Coastal Plain	0,00	0,94	0,94	0,94	17,84	3,76	0,00
Banks Island Lowland	0,00	3,35	3,35	3,35	63,57	13,38	0,00
Boothia Peninsula Plateau	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00
Borden Peninsula Plateau	0,00	3,90	3,90	3,90	74,17	15,61	0,00
Ellesmere Mountains	0,00	2,92	2,92	2,92	55,47	11,68	0,00
Eureka Hills	0,00	1,44	1,44	1,44	27,42	5,77	0,00
Foxe Basin Plain	0,00	4,18	4,18	4,18	79,50	16,74	0,00
Gulf of Boothia Plateau	0,00	4,19	4,19	4,19	79,52	16,74	0,00
Hall Peninsula Upland	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00

Lancaster Plateau	0,00	3,90	3,90	3,90	74,01	15,58	0,00
Melville Peninsula Plateau	0,00	3,35	3,35	3,35	63,61	13,39	0,00
Meta Incognita Peninsula	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00
Northern Ungava Peninsula	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00
Pangnirtung Upland	0,00	3,35	3,35	3,35	63,70	13,41	0,00
Parry Islands Plateau	0,00	4,87	4,87	4,87	92,57	19,49	0,00
Prince of Wales Island Lowland	0,00	4,18	4,18	4,18	79,50	16,74	0,00
Shaler Mountains	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00
Sverdrup Islands Lowland	0,00	4,87	4,87	4,87	92,57	19,49	0,00
Victoria Islands Lowland	0,00	3,35	3,35	3,35	63,60	13,39	0,00
Wager Bay Plateau	0,00	4,18	4,18	4,18	79,51	16,74	0,00
Cascade Ranges	0,00	39,34	39,34	39,34	747,44	157,36	0,00
Coastal Gap	0,00	39,55	39,55	39,55	751,50	158,21	0,00
Eastern Vancouver Island	0,00	45,50	45,50	45,50	864,57	182,01	0,00
Georgia-Puget Basin	0,00	30,68	30,68	30,68	582,91	122,72	0,00
Lower Mainland	0,00	34,96	34,96	34,96	664,25	139,84	0,00
Mass Ranges	0,00	34,40	34,40	34,40	653,56	137,59	0,00
Mount Logan	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Nass Basin	0,00	39,41	39,41	39,41	748,78	157,64	0,00
Northern Coastal Mountains	0,00	22,80	22,80	22,80	433,24	91,21	0,00
Pacific Ranges	0,00	35,30	35,30	35,30	670,65	141,19	0,00
Queen Charlotte Lowland	0,00	54,40	54,40	54,40	1033,60	217,60	0,00
Queen Charlotte Ranges	0,00	46,24	46,24	46,24	878,56	184,96	0,00
Western Vancouver Island	0,00	65,52	65,52	65,52	1245,06	262,11	0,00
Aspen Parkland	0,00	3,48	3,48	3,48	66,06	13,91	0,00
Cypress Upland	0,00	-0,43	-0,43	-0,43	-8,17	-1,72	0,00
Fescue Grassland	0,00	0,48	0,48	0,48	9,07	1,91	0,00
Lake Manitoba Plain	268,95	15,40	270,90	270,90	306,10	276,77	268,95
Mixed Grassland	0,00	-1,93	-1,93	-1,93	-36,62	-7,71	0,00
Moist Mixed Grassland	0,00	-0,41	-0,41	-0,41	-7,87	-1,66	0,00
Anderson River Plain	0,00	0,93	0,93	0,93	17,73	3,73	0,00
Back River Plain	0,00	4,62	4,62	4,62	87,71	18,46	0,00
Bathurst Hills	0,00	3,69	3,69	3,69	70,15	14,77	0,00
Belcher Islands	0,00	5,54	5,54	5,54	105,24	22,16	0,00

Bluenose Lake Plain	0,00	4,62	4,62	4,62	87,70	18,46	0,00
Central Ungava Peninsula	0,00	3,69	3,69	3,69	70,19	14,78	0,00
Chantrey Inlet Lowland	0,00	3,69	3,69	3,69	70,16	14,77	0,00
Coronation Hills	0,00	3,69	3,69	3,69	70,16	14,77	0,00
Dease Arm Plain	0,00	4,61	4,61	4,61	87,63	18,45	0,00
Dubwant Lake Plain/Upland	0,00	4,62	4,62	4,62	87,71	18,47	0,00
Garry Lake Lowland	0,00	4,62	4,62	4,62	87,70	18,46	0,00
Maguse River Upland	0,00	4,62	4,62	4,62	87,71	18,46	0,00
Ottawa Islands	0,00	4,62	4,62	4,62	87,70	18,46	0,00
Queen Maud Gulf Lowland	0,00	3,69	3,69	3,69	70,16	14,77	0,00
Southampton Island Plain	0,00	4,62	4,62	4,62	87,69	18,46	0,00
Takijua Lake Upland	0,00	4,62	4,62	4,62	87,71	18,47	0,00
Tuktoyuktuk Coastal Plain	0,00	0,93	0,93	0,93	17,69	3,72	0,00
Yukon Coastal Plain	0,00	3,03	3,03	3,03	57,60	12,13	0,00
British-Richardson Mountains	0,00	3,17	3,17	3,17	60,28	12,69	0,00
Eagle plains	0,00	4,35	4,35	4,35	82,73	17,42	0,00
Mackenzie Mountains	0,00	4,34	4,34	4,34	82,46	17,36	0,00
North Ogilvie Mountains	0,00	6,15	6,15	6,15	116,82	24,59	0,00
Old Crow Basin	0,00	4,35	4,35	4,35	82,67	17,40	0,00
Old Crow Flats	0,00	4,35	4,35	4,35	82,73	17,42	0,00
Selwynn Mountains	0,00	4,34	4,34	4,34	82,49	17,37	0,00
Colville Hills	0,00	3,94	3,94	3,94	74,90	15,77	0,00
Fort MacPherson Plain	0,00	3,94	3,94	3,94	74,88	15,76	0,00
Franklin Mountains	0,00	3,94	3,94	3,94	74,88	15,76	0,00
Grandin Plains	0,00	7,71	7,71	7,71	146,47	30,84	0,00
Great Bear Lake Plain	0,00	8,42	8,42	8,42	159,99	33,68	0,00
Great Slave Lake Plain	0,00	3,96	3,96	3,96	75,18	15,83	0,00
Hay River Lowland	0,00	4,63	4,63	4,63	87,91	18,51	0,00
Horn Plateau	0,00	4,30	4,30	4,30	81,65	17,19	0,00
Keller Lake Plain	0,00	3,94	3,94	3,94	74,89	15,77	0,00
Mackenzie Delta	0,00	3,94	3,94	3,94	74,80	15,75	0,00
Mackenzie River Plain	0,00	4,30	4,30	4,30	81,63	17,19	0,00
Muskwa Plateau	0,00	4,30	4,30	4,30	81,77	17,22	0,00
Nahani Plateau	0,00	3,94	3,94	3,94	74,94	15,78	0,00

Norman Range	0,00	3,94	3,94	3,94	74,94	15,78	0,00
Northern Alberta Uplands	0,00	4,30	4,30	4,30	81,66	17,19	0,00
Peel River Plateau	0,00	3,94	3,94	3,94	74,89	15,77	0,00
Sibbeston Lake Plain	0,00	3,94	3,94	3,94	74,93	15,77	0,00
Coastal Barrens	0,00	19,35	19,35	19,35	367,70	77,41	0,00
Coppermine River Upland	0,00	5,85	5,85	5,85	111,20	23,41	0,00
Eagle Plateau	0,00	15,49	15,49	15,49	294,36	61,97	0,00
George Plateau	0,00	19,34	19,34	19,34	367,50	77,37	0,00
Harp Lake	0,00	19,36	19,36	19,36	367,85	77,44	0,00
Kazan River Upland	0,00	5,79	5,79	5,79	110,09	23,18	0,00
Kingarutuk-Fraser River	0,00	15,48	15,48	15,48	294,06	61,91	0,00
La Grande Hills	0,00	15,47	15,47	15,47	294,00	61,90	0,00
Mecatina River	0,00	19,36	19,36	19,36	367,87	77,45	0,00
New Quebec Central Plateau	0,00	19,35	19,35	19,35	367,56	77,38	0,00
Nipishish Lake	0,00	19,40	19,40	19,40	368,60	77,60	0,00
Selwyn Lake Upland	0,00	5,80	5,80	5,80	110,19	23,20	0,00
Smallwood Reservoir-Michikamau	0,00	19,35	19,35	19,35	367,59	77,39	0,00
Southern Ungava Peninsula	0,00	15,46	15,46	15,46	293,76	61,84	0,00
Tazin Lake Upland	0,00	7,96	7,96	7,96	151,19	31,83	0,00
Ungava Bay Basin	0,00	19,34	19,34	19,34	367,51	77,37	0,00

## ANNEXE 5 – Comparison between the ecozone-based model and the generic

Figure A5. 1; Figure A5. 2 and Figure A5. 3 present box plots respectively for the erosion resistance capacity CFs, mechanical filtration capacity CFs and chemical filtration capacity CFs developed for the ecozone resolution scale and compared to the generic ones

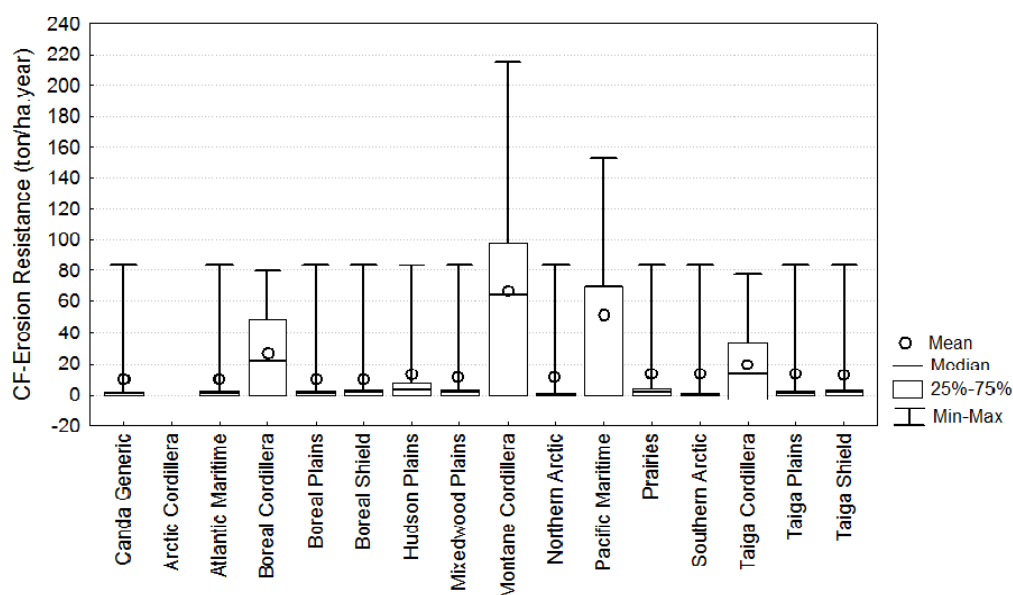


Figure A5. 1 Overall spatial variability of erosion resistance CFs across Canadian ecozones compared to the generic model

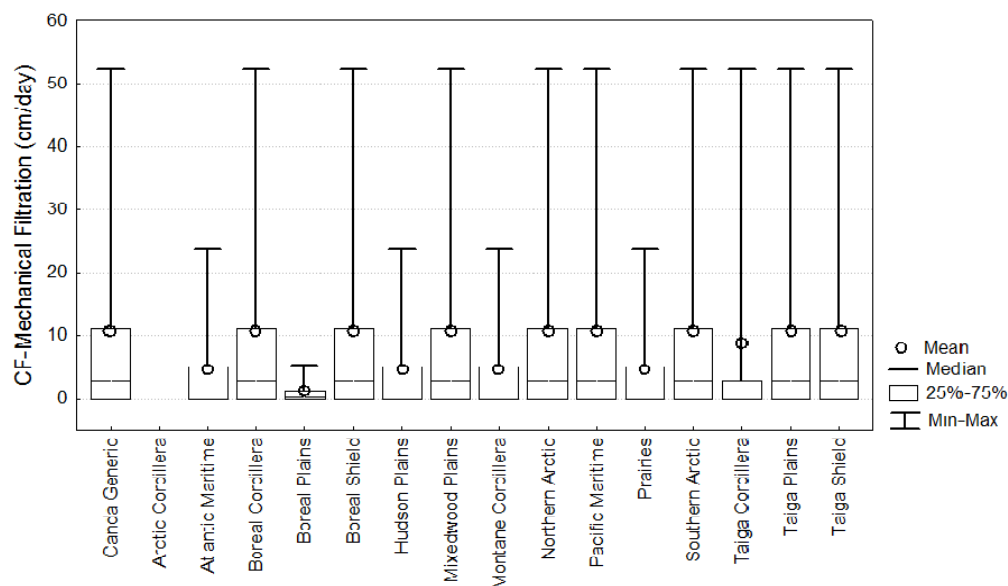


Figure A5. 2: Overall spatial variability of mechanical filtration CFs across Canadian ecozones compared to the generic model

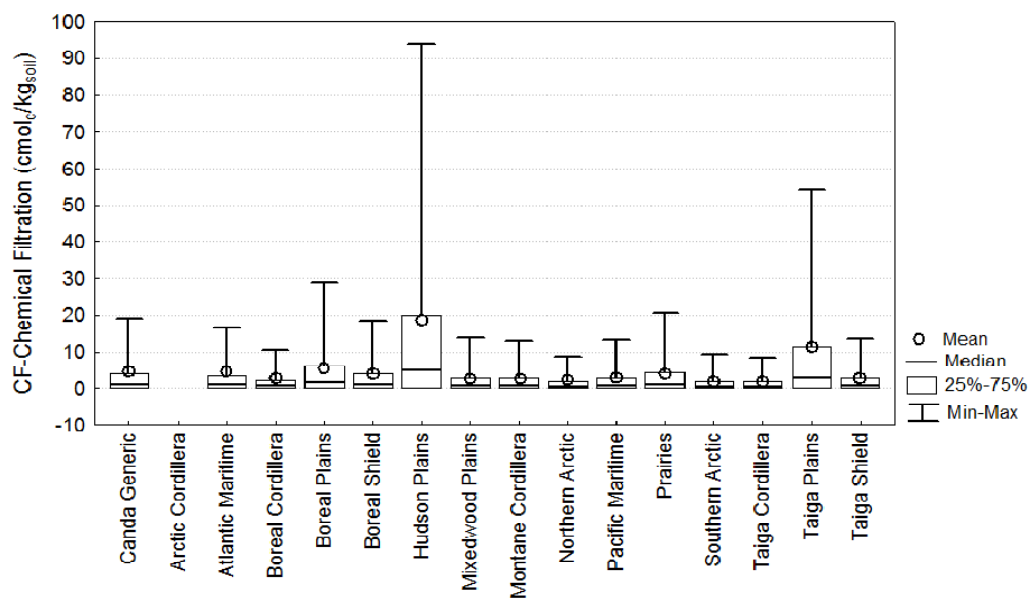


Figure A5. 3: Overall spatial variability of mechanical filtration CFs across Canadian ecozones compared to the generic model

## ANNEXE 6 – Résultats des facteurs de caractérisation à l'échelle mondiale

Tableau A6. 1 : Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la résistance à l'érosion utilisant une échelle de 9 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de résistance à l'érosion (ton/ha.an)					
Sous-zones de Holdridge	Type d'utilisation des terres						
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal	0,00	0,00	36,30	16,50	80,50	16,50	3,30
Cool temperate	0,00	0,00	13,75	6,25	82,55	6,25	1,25
Polar	-5,45	-5,45	54,50	21,80	72,90	21,80	0,00
Subpolar	-6,20	-6,20	62,00	24,80	71,40	24,80	0,00
Subtropical dry	-0,25	-0,25	2,50	1,00	83,30	1,00	0,00
Subtropical wet	0,00	0,00	6,05	2,75	83,25	2,75	0,55
Tropical dry	-0,90	-0,90	9,00	3,60	82,00	3,60	0,00
Tropical wet	0,00	0,00	6,05	2,75	83,25	2,75	0,55
Warm temperate	0,00	0,00	119,90	54,50	72,90	54,50	10,90

Tableau A6. 2: Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la filtration mécanique utilisant une échelle de 9 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de filtration mécanique (cm/jour)						
		Type d'utilisation des terres						
Sous-zones de Holdridge		Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Cool temperate		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Polar		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subpolar		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subtropical dry		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subtropical wet		0,00	0,02	0,02	0,02	0,47	0,10	0,00
Tropical dry		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Tropical wet		0,00	0,02	0,02	0,02	0,47	0,10	0,00
Warm temperate		0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00



Tableau A6. 3: Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la filtration chimique utilisant une échelle de 9 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de filtration chimique (cmol <sub>c</sub> /kg <sub>sol</sub> )					
		Type d'utilisation des terres					
Sous-zones de Holdridge							
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal	0,00	1,18	1,18	1,18	22,44	4,72	0,00
Cool temperate	0,00	0,87	0,87	0,87	16,50	3,47	0,00
Polar	0,00	0,69	0,69	0,69	13,02	2,74	0,00
Subpolar	0,00	0,91	0,91	0,91	17,24	3,63	0,00
Subtropical dry	0,00	0,64	0,64	0,64	12,21	2,57	0,00
Subtropical wet	0,00	0,52	0,52	0,52	9,83	2,07	0,00
Tropical dry	0,00	0,59	0,59	0,59	11,12	2,34	0,00
Tropical wet	0,00	0,71	0,71	0,71	13,56	2,86	0,00
Warm temperate	0,00	0,69	0,69	0,69	13,16	2,77	0,00

Tableau A6. 4: Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la recharge de l'eau souterraine utilisant une échelle de 9 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de recharge de l'eau souterraine (mm/an)					
Sous-zones de Holdridge	Type d'utilisation des terres						
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal	0,00	8,00	8,00	8,00	153,00	32,00	0,00
Cool temperate	183,00	15,00	189,00	189,00	303,00	208,00	183,00
Polar	0,00	3,00	3,00	3,00	50,00	11,00	0,00
Subpolar	0,00	6,00	6,00	6,00	115,00	24,00	0,00
Subtropical dry	0,00	2,00	2,00	2,00	31,00	7,00	0,00
Subtropical wet	0,00	20,00	20,00	20,00	382,00	80,00	0,00
Tropical dry	-42,00	- 187,00	-38,00	-38,00	105,00	-12,00	-42,00
Tropical wet	0,00	38,00	38,00	38,00	734,00	154,00	0,00
Warm temperate	123,00	12,00	131,00	131,00	234,00	147,00	123,00

Tableau A6. 5: Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la résistance à l'érosion utilisant une échelle de 38 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de résistance à l'érosion (ton/ha.an)					
Sous-zones de Holdridge	Type d'utilisation des terres						
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal desert	-1,65	-1,65	16,50	6,60	80,50	6,60	0,00
Boreal dry scrub	-1,65	-1,65	16,50	6,60	80,50	6,60	0,00
Boreal moist forest	0,00	0,00	9,90	4,50	82,90	4,50	0,90
Boreal rain forest	0,00	0,00	72,05	32,75	77,25	32,75	6,55
Boreal wet forest	0,00	0,00	9,90	4,50	82,90	4,50	0,90
Cool temperate desert	-0,10	-0,10	1,00	0,40	83,60	0,40	0,00
Cool temperate desert scrub	-0,80	-0,80	8,00	3,20	82,20	3,20	0,00
Cool temperate moist forest	0,00	0,00	13,75	6,25	82,55	6,25	1,25
Cool temperate rain forest	0,00	0,00	92,40	42,00	75,40	42,00	8,40
Cool temperate steppe	-0,90	-0,90	9,00	3,60	82,00	3,60	0,00
Cool temperate wet forest	0,00	0,00	72,05	32,75	77,25	32,75	6,55
Polar desert	-5,45	-5,45	54,50	21,80	72,90	21,80	0,00
Subpolar dry tundra	-1,65	-1,65	16,50	6,60	80,50	6,60	0,00
Subpolar moist tundra	-7,65	-7,65	76,50	30,60	68,50	30,60	0,00
Subpolar rain tundra	0,00	0,00	119,90	54,50	72,90	54,50	10,90
Subpolar wet tundra	-1,75	-1,75	17,50	7,00	80,30	7,00	0,00
Subtropical desert	-0,15	-0,15	1,50	0,60	83,50	0,60	0,00
Subtropical desert scrub	-0,15	-0,15	1,50	0,60	83,50	0,60	0,00
Subtropical dry forest	-0,45	-0,45	4,50	1,80	82,90	1,80	0,00
Subtropical thorn woodland	-0,05	-0,05	0,50	0,20	83,70	0,20	0,00
Subtropical moist forest	-3,55	-3,55	35,50	14,20	76,70	14,20	0,00
Subtropical rain forest	0,00	0,00	30,80	14,00	81,00	14,00	2,80
Subtropical wet forest	0,00	0,00	153,45	69,75	69,85	69,75	13,95
Tropical desert	-0,15	-0,15	1,50	0,60	83,50	0,60	0,00
Tropical desert scrub	-0,15	-0,15	1,50	0,60	83,50	0,60	0,00
Tropical dry forest	-1,25	-1,25	12,50	5,00	81,30	5,00	0,00
Tropical thorn woodland	-0,05	-0,05	0,50	0,20	83,70	0,20	0,00
Tropical very dry forest	-0,60	-0,60	6,00	2,40	82,60	2,40	0,00
Tropical moist forest	0,00	0,00	6,05	2,75	83,25	2,75	0,55
Tropical wet forest	0,00	0,00	24,20	11,00	81,60	11,00	2,20
Tropical rain forest	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Warm temperate desert scrub	-0,30	-0,30	3,00	1,20	83,20	1,20	0,00
Warm temperate desert	-0,45	-0,45	4,50	1,80	82,90	1,80	0,00
Warm temperate dry forest	0,00	0,00	168,30	76,50	68,50	76,50	15,30
Warm temperate moist forest	0,00	0,00	168,30	76,50	68,50	76,50	15,30

Warm temperate rain forest	0,00	0,00	215,05	97,75	64,25	97,75	19,55
Warm temperate thorn scrub	-0,90	-0,90	9,00	3,60	82,00	3,60	0,00
Warm temperate wet forest	0,00	0,00	92,40	42,00	75,40	42,00	8,40

Tableau A6. 6: Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la filtration mécanique utilisant une échelle de 38 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de filtration mécanique (cm/jour)					
Sous-zones de Holdridge	Type d'utilisation des terres						
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal desert	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Boreal dry scrub	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Boreal moist forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Boreal rain forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Boreal wet forest	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Cool temperate desert	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Cool temperate desert scrub	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Cool temperate moist forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Cool temperate rain forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Cool temperate steppe	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Cool temperate wet forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Polar desert	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subpolar dry tundra	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subpolar moist tundra	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subpolar rain tundra	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Subpolar wet tundra	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Subtropical desert	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subtropical desert scrub	0,00	2,75	2,75	2,75	52,25	11,00	0,00
Subtropical dry forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Subtropical thorn woodland	0,00	17,50	17,50	17,50	332,50	70,00	0,00
Subtropical moist forest	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Subtropical rain forest	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Subtropical wet forest	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Tropical desert	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Tropical desert scrub	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Tropical dry forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Tropical thorn woodland	0,00	17,50	17,50	17,50	332,50	70,00	0,00
Tropical very dry forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Tropical moist forest	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00
Tropical wet forest	0,00	0,03	0,03	0,03	0,48	0,10	0,00

Tropical rain forest	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Warm temperate desert scrub	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Warm temperate desert	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Warm temperate dry forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Warm temperate moist forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Warm temperate rain forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Warm temperate thorn scrub	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00
Warm temperate wet forest	0,00	1,25	1,25	1,25	23,75	5,00	0,00

Tableau A6. 7: Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la filtration chimique utilisant une échelle de 38 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de filtration chimique (cmol <sub>c</sub> /kg <sub>sol</sub> )					
Sous-zones de Holdridge	Type d'utilisation des terres						
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal desert	0,00	0,79	0,79	0,79	14,99	3,16	0,00
Boreal dry scrub	0,00	0,80	0,80	0,80	15,22	3,20	0,00
Boreal moist forest	0,00	1,29	1,29	1,29	24,57	5,17	0,00
Boreal rain forest	0,00	0,75	0,75	0,75	14,34	3,02	0,00
Boreal wet forest	0,00	1,16	1,16	1,16	21,99	4,63	0,00
Cool temperate desert	0,00	0,74	0,74	0,74	14,09	2,97	0,00
Cool temperate desert scrub	0,00	0,81	0,81	0,81	15,43	3,25	0,00
Cool temperate moist forest	0,00	0,82	0,82	0,82	15,61	3,29	0,00
Cool temperate rain forest	0,00	1,04	1,04	1,04	19,82	4,17	0,00
Cool temperate steppe	0,00	0,95	0,95	0,95	18,08	3,81	0,00
Cool temperate wet forest	0,00	0,87	0,87	0,87	16,55	3,48	0,00
Polar desert	0,00	0,69	0,69	0,69	13,02	2,74	0,00
Subpolar dry tundra	0,00	1,00	1,00	1,00	19,01	4,00	0,00
Subpolar moist tundra	0,00	1,03	1,03	1,03	19,63	4,13	0,00
Subpolar rain tundra	0,00	0,76	0,76	0,76	14,35	3,02	0,00
Subpolar wet tundra	0,00	0,81	0,81	0,81	15,45	3,25	0,00
Subtropical desert	0,00	0,58	0,58	0,58	11,00	2,31	0,00
Subtropical desert scrub	0,00	0,53	0,53	0,53	10,12	2,13	0,00
Subtropical dry forest	0,00	0,74	0,74	0,74	14,07	2,96	0,00
Subtropical thorn woodland	0,00	0,69	0,69	0,69	13,03	2,74	0,00
Subtropical moist forest	0,00	0,49	0,49	0,49	9,31	1,96	0,00
Subtropical rain forest	0,00	1,15	1,15	1,15	21,79	4,59	0,00
Subtropical wet forest	0,00	0,68	0,68	0,68	12,95	2,73	0,00
Tropical desert	0,00	0,46	0,46	0,46	8,74	1,84	0,00
Tropical desert scrub	0,00	0,49	0,49	0,49	9,37	1,97	0,00

Tropical dry forest	0,00	0,60	0,60	0,60	11,39	2,40	0,00
Tropical thorn woodland	0,00	0,56	0,56	0,56	10,55	2,22	0,00
Tropical very dry forest	0,00	0,77	0,77	0,77	14,69	3,09	0,00
Tropical moist forest	0,00	0,71	0,71	0,71	13,50	2,84	0,00
Tropical wet forest	0,00	0,79	0,79	0,79	14,97	3,15	0,00
Tropical rain forest	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Warm temperate desert scrub	0,00	0,56	0,56	0,56	10,67	2,25	0,00
Warm temperate desert	0,00	0,67	0,67	0,67	12,72	2,68	0,00
Warm temperate dry forest	0,00	0,78	0,78	0,78	14,75	3,10	0,00
Warm temperate moist forest	0,00	0,64	0,64	0,64	12,11	2,55	0,00
Warm temperate rain forest	0,00	0,81	0,81	0,81	15,42	3,25	0,00
Warm temperate thorn scrub	0,00	0,69	0,69	0,69	13,03	2,74	0,00
Warm temperate wet forest	0,00	0,76	0,76	0,76	14,44	3,04	0,00

Tableau A6. 8: Facteurs de caractérisation pour l'indicateur relatif à la recharge de l'eau souterraine utilisant une échelle de 38 sous-zones de vie de Holdridge

Facteur de caractérisation :		Réduction de la capacité de recharge de l'eau souterraine (mm/an)					
Sous-zones de Holdridge	Type d'utilisation des terres						
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
Boreal desert	0,00	5,00	5,00	5,00	81,00	17,00	0,00
Boreal dry scrub	0,00	4,00	4,00	4,00	72,00	15,00	0,00
Boreal moist forest	0,00	5,00	5,00	5,00	99,00	21,00	0,00
Boreal rain forest	0,00	24,00	24,00	24,00	455,00	96,00	0,00
Boreal wet forest	0,00	12,00	12,00	12,00	231,00	48,00	0,00
Cool temperate desert	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	2,00	0,00
Cool temperate desert scrub	0,00	2,00	2,00	2,00	29,00	6,00	0,00
Cool temperate moist forest	220,00	22,00	231,00	231,00	424,00	263,00	220,00
Cool temperate rain forest	0,00	26,00	26,00	26,00	482,00	102,00	0,00
Cool temperate steppe	0,00	2,00	2,00	2,00	40,00	9,00	0,00
Cool temperate wet forest	183,00	29,00	203,00	203,00	566,00	263,00	183,00
Polar desert	0,00	3,00	3,00	3,00	50,00	11,00	0,00
Subpolar dry tundra	0,00	4,00	4,00	4,00	86,00	18,00	0,00
Subpolar moist tundra	0,00	5,00	5,00	5,00	92,00	19,00	0,00
Subpolar rain tundra	0,00	8,00	8,00	8,00	165,00	34,00	0,00
Subpolar wet tundra	0,00	6,00	6,00	6,00	128,00	27,00	0,00
Subtropical desert	0,00	-1,00	-1,00	-1,00	-11,00	-2,00	0,00
Subtropical desert scrub	0,00	-1,00	-1,00	-1,00	-4,00	-1,00	0,00
Subtropical dry forest	0,00	5,00	5,00	5,00	106,00	22,00	0,00
Subtropical thorn woodland	0,00	-0,09	-0,09	-0,09	-1,70	-0,36	0,00

Subtropical moist forest	0,00	15,00	15,00	15,00	280,00	59,00	0,00
Subtropical rain forest	0,00	49,00	49,00	49,00	948,00	199,00	0,00
Subtropical wet forest	0,00	32,00	32,00	32,00	607,00	128,00	0,00
Tropical desert	0,00	-1,00	-1,00	-1,00	-19,00	-4,00	0,00
Tropical desert scrub	0,00	-2,00	-2,00	-2,00	-42,00	-9,00	0,00
Tropical dry forest	0,00	13,00	13,00	13,00	258,00	54,00	0,00
Tropical thorn woodland	0,00	-2,00	-2,00	-2,00	-31,00	-7,00	0,00
Tropical very dry forest	-101,00	- 258,00	-96,00	-96,00	40,00	-72,00	0,00
Tropical moist forest	0,00	38,00	38,00	38,00	713,00	150,00	0,00
Tropical wet forest	0,00	56,00	56,00	56,00	1072,00	225,00	0,00
Tropical rain forest	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Warm temperate desert scrub	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	-0,24	-0,05	0,00
Warm temperate desert	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00
Warm temperate dry forest	-43,00	- 167,00	-38,00	-38,00	78,00	-18,00	0,00
Warm temperate moist forest	0,00	11,00	11,00	11,00	202,00	43,00	0,00
Warm temperate rain forest	0,00	44,00	44,00	44,00	826,00	174,00	0,00
Warm temperate thorn scrub	0,00	2,00	2,00	2,00	44,00	9,00	0,00
Warm temperate wet forest	0,00	23,00	23,00	23,00	439,00	92,00	0,00

## ANNEXE 7 – Calcul d’un facteur de caractérisation Canadien générique spatialisé

### FC Canadien spatial basé sur les écozones (CA spatial (ecozone))

Le calcul du FC Canadien générique et spatialisé est obtenu pour chaque type d’usage à partir d’une moyenne pondérée entre les résultats de FCs spatialisés développés en utilisant une échelle de résolution basée sur les écozones Canadiens. La pondération est réalisée selon la surface des écozones indiquée dans le Tableau A7. 1:

Tableau A7. 1 Proportion des la surface des écozones par rapport à la surface totale du territoire Canadien (données de (Statistiques Canada, 2008))

Unité géographique	Pourcentage de la superficie totale (%)
Atlantic Maritime	2,24
Boreal Cordillera	5,36
Boreal Plains	7,80
Boreal Shield	19,14
Hudson Plains	4,19
Mixedwoods Plains	1,25
Montane Cordillera	5,54
Northern Arctic	16,00
Pacific Maritime	2,29
Prairies	5,17
Southern Arctic	8,20
Taiga Cordillera	3,08
Taiga Plains	6,64
Taiga Shield	13,09

L’équation utilisée est :  $FC_i = \sum_{i,j} FC_{i,j} * fraction\ surface_j$

Où i: le type d’usage et j: l’écozone

### FC Canadien spatial basé sur les sous-zones de vie de Holdridge (CA spatial (holdridge))

A l’aide de ArcGIS, les sous-zones de vie qui se trouvent au Canada sont identifiées puis la proportion de leur surfaces est obtenue (Tableau A7. 2). Le calcul du FC Canadien et spatialisé se fait de la même manière que précédemment et à partir d’une moyenne pondérée.

Tableau A7. 2: Proportion des la surface des sous-zones de vie de Holdridge par rapport à la surface du territoire

Unité géographique	Pourcentage de la superficie (%)
Boreal desert	0,42
Boreal dry scrub	1,38
Boreal moist forest	23,04
Boreal rain forest	1,25
Boreal wet forest	13,59
Cool temperate desert	0,02
Cool temperate desert scrub	0,14
Cool temperate moist forest	3,45
Cool temperate rain forest	0,15
Cool temperate steppe	2,11
Cool temperate wet forest	0,90
Polar desert	29,82
Subpolar dry tundra	0,17
Subpolar moist tundra	5,83
Subpolar rain tundra	6,09
Subpolar wet tundra	11,65

Les résultats des CF obtenus sont présentés dans le TableauA7. 3.

TableauA7. 3: Facteur de caractérisation Canadien spatialisé

Facteur de caractérisation :	Réduction de la capacité de résistance à l'érosion (ton/ha.an)						
	Type d'utilisation des terres						
	Prairies	Forêt	Agriculture	Pâturage	Urbain	Urbain (espace vert)	Lande
(CA spatial (ecozone))	249,71	95,02	64,08	64,08	13,00	53,77	53,77
(CA spatial (holdridge))	127,91	34,26	15,42	15,42	6,64	9,23	9,23